



Effekter av gödsling i äldre tallbestånd på renbetesväxter i fält- och bottenskikt

Effects of fertilization in mature Pine stands on species grazed by reindeer in field- and bottom layer



Lisa Werndin

I denna rapport redovisas ett examensarbete utfört vid Institutionen för skogens ekologi och skötsel, Skogsvetenskapliga fakulteten, SLU. Arbetet har handledts och granskats av handleden, och godkänts av examinator. För rapportens slutliga innehåll är dock författaren ensam ansvarig.

This report presents an MSc thesis at the Department of Forest Ecology and Management, Faculty of Forest Sciences, SLU. The work has been supervised and reviewed by the supervisor, and been approved by the examiner. However, the author is the sole responsible for the content.

FÖRORD	4
SAMMANFATTNING	5
SUMMARY	6
INLEDNING.....	8
RENENS BIOLOGI	8
<i>Anpassningar till det aktiska klimatet.....</i>	8
<i>Renens diet.....</i>	9
<i>Renbetets påverkan på lavförekomst</i>	11
KONFLIKTER KRING MARKANVÄNDNING	11
<i>Turism och rörligt friluftsliv.....</i>	12
<i>Vattenkraft, mineralutvinning och övrig täktverksamhet</i>	13
<i>Samhällsutveckling.....</i>	13
<i>Naturvård.....</i>	13
<i>Skogsbruk.....</i>	14
<i>Trakthyggesbruk.....</i>	15
<i>Avverkning</i>	15
<i>Markbehandling</i>	16
<i>Röjning och gallring.....</i>	17
<i>Contorta</i>	17
SKOGENS GÖDSLING	18
<i>Historik.....</i>	18
<i>Gödselmedel.....</i>	18
<i>Vilka bestånd gödslas?</i>	19
SKOGENS GÖDSLINGENS KONSEKVENSER FÖR RENNÄRINGEN	20
<i>Gödselmedlenas direkta giftighet för renarna.....</i>	20
<i>Gödslingens inverkan på betesväxterna.....</i>	21
SYFTE	24
MATERIAL OCH METODER.....	25
RESULTAT	31
TRÄDSKIKT	31
ARTER I FÄLTSKIKTET.....	31
<i>Lingon.....</i>	31
<i>Blåbär.....</i>	31
<i>Ljung.....</i>	32
<i>Kråkbär, mjölkört och kruståtel</i>	32
<i>Analys av gödslat/icke gödslat i fältskiktet.....</i>	32
ARTER I BOTTENSKIKTET	33
<i>Väggmossa.....</i>	33
<i>Förna.....</i>	33
<i>Renlavar</i>	33
<i>Kvast- och björnmossa</i>	34
<i>Analys av gödslat/icke gödslat i bottensiktet.....</i>	34
DISKUSSION	37
TRÄDSKIKTET.....	37
ARTER I FÄLTSKIKTET.....	37
ARTER I BOTTENSKIKTET	38
SLUTSATSER.....	41
REFERENSER	44
<i>Övriga referenser.....</i>	47
<i>Internet referenser.....</i>	47
<i>Muntlig kommunikation.....</i>	47

Förord

I samband med att jag läste en individuell kurs i ämnet skogshushållning, vid namn öRennäringen och skogsbruketö, väcktes mitt intresse för relationen mellan dessa areella näringar. Trots att jag ansåg mig själv ha relativt bra kunskaper i hur samerna lever och hur renskötseln bedrivs hade jag aldrig reflekterat över det faktum att deras intressen lätt kolliderar med skogsbrukets. Jag blev därför väldigt engagerad och kände att jag ville fördjupa mig i ämnet. Att göra ett examensarbete inom det området var därför mycket lämpligt och föll sig ganska naturligt.

Uppsatsen har sitt ursprung i ett informations- och teknikutvecklingsprojekt vid namn öProgram för utveckling av rennäring och skogsbruk i samspelö. Skogsbruket har gått samman med Svenska samernas riksförbund och Sveriges lantbruksuniversitet för att göra en gemensam satsning för att utveckla de två näringarna i synergi. Bland annat har man inom projektet formulerat intressanta forskningsområden inom vilka examensarbeten skulle kunna genomföras. Gruppen består av personer från skogsbruket och rennäring och det var deras representant vid Sveriges lantbruksuniversitet, Urban Bergsten, som lotsade in mig på ämnesområdet gödsling. Han hjälpte mig också att komma i kontakt med min handledare Erik Valinger och för det skall han ha ett stort tack! Utan Erik hade jag nog aldrig tagit mig i mål. Så till dig, Erik Valinger, vill jag rikta ett STORT tack. Från det att arbetet tog sin början har du hela tiden varit oerhört positiv och hjälpsam. Din förmåga att handleda har gjort att det som först känts som stora omöjliga frågetecken slutligen har rätats ut till utropstecken och arbetet har därmed kunnat fortskrida hela tiden. Trots vissa motgångar och andra orsaker som gjort att det här arbetet drog ut på tiden har du alltid varit tålmodig och förstående. Erik har alltid tagit sig tid att ge både goda råd och hjälp vad gäller såväl praktiska saker som att följa med till Åsele för att göra rekognoseringar och att ge ovärderliga tips till de mer teoretiska bitarna vad gäller litteratur och det skriftliga arbetet. En bättre handledare hade varit svår att hitta.

Till Per Sandström vid Institutionen för skoglig resurshushållning vill jag också rikta ett stort tack för all information om var Vilhelmina norra samebys GPS-märkta renar har befunnit sig, de synpunkter han lämnat vad gäller inventeringsmetodik, de illustrativa kartorna han ordnade åt mig samt andra värdefulla tips han gett vad gäller renar och rennäring. Likaså vill jag tacka min examinator, Urban Bergsten, som också läst och kommenterat manuskriptet. Jag vill också tacka Marita Strinnerbom, Vilhelmina norra sameby, som uppdaterat mig om väderläge och snöförhållanden kring Åsele och meddelat mig när det varit renar i området. Ett tack också till Sören Holm vid Institutionen för skoglig resurshushållning som hjälpt till med den statistiska bearbetningen. Min familj, mamma, pappa och lillebror har alltid haft stor betydelse men har haft extra stor betydelse under den tid som det här arbetet har pågått. De har hjälpt till med många praktiska saker men också varit ett otroligt stöd och sagt många positiva ord som behövs i de besvärligaste stunderna, tack! Slutligen ett stort tack till Sveaskog, utan deras ekonomiska bidrag hade inte det här arbetet vara möjligt att genomföra.

Tärendö, november 2007

Lisa Werndin

Sammanfattning

Rennäringen och skogsbruket är båda areella näringar och skall i stor utsträckning nyttja samma marker. Konflikter uppstår ofta på grund av att näringarna har olika intressen. Många av skogsbrukets aktiviteter påverkar rennäringen på ett icke önskvärt sätt samtidigt som rennäringens verksamhet kan få negativa konsekvenser för skogsbruket. En sådan skogsbruksaktivitet är gödsling.

Det var under 1960-talet som skogsgödsling började praktiseras och anledningen var att den tillväxtökning som gödslingen gav skulle kunna täcka upp den framtida virkesbrist som befarades.

På 1970-talet när gödslingsverksamheten var som mest intensiv gödslades årligen ca 200 000 ha. Osäkerheten kring vilka konsekvenser N-gödsling skulle ha på ekosystemen gjorde dock att gödslingsaktiviteten gick ner och omfattade i början på 2000-talet bara 30 000 ha varje år. Mycket forskning har koncentrerats till frågor rörande gödsling och kunskaperna kring produktionseffekter och miljökonsekvenser har förbättrats. Detta i kombination med den stora efterfrågan på virke och de höga virkespriserna har gjort att det åter blivit intressant att gödsla skogen, för att kunna plocka ut ännu större volymer ur skogen. Syftet med det här arbetet har varit att ta reda på vilka konsekvenser intensiv skogsgödsling i äldre tallbestånd har på arter i fält- och bottenskikt, främst de arter som är av betydelse för renen och rennäringen.

Studien genomfördes i ett område som låg 10 km sydost om Åsele där SCA Forest Products sedan 1982 bedriver ett intensivgödslingsförsök i äldre tallskog (*Pinus sylvestris*). Avsikten med det ursprungliga försöket var att studera hur olika gödslingsintervall påverkar tillväxten samt att utreda huruvida ett intensivt gödslingsprogram kan framkalla brist på bor och/eller andra mikronäringsämnen. Vid anläggning av försöket bestod beståndet av 75-åriga tallar med ståndortsindex T18 (H100), 990 stammar/ha, en grundyta på 14 m²/ha och en volym på 105 m³sk/ha stamantal.

Försöksleden som gödslats vart annat år (försöksled 2-4) var de mest avvikande vad gäller trädskiktets egenskaper. De uppmätta grundytorna tillhörde de högsta värdena både vad gäller levande och döda träd. Förekomst av ett undre trädskikt kunde bara noteras i dessa försöksled och krontäckningen var också störst i de mest intensivt gödslade försöksleden (2-4). Totalt observerades och noterades sju arter i fältskiktet, lingon, blåbär, ljung, kråkbär, kruståtel, mjölkört och hallon. Inte för någon av de sju observerade arterna i fältskiktet gick det att finna några statistiskt signifikanta skillnader mellan de olika försöksleden. Vid jämförelsen gödlat mot ogödlat var förekomsten av lingon signifikant lägre i de gödslade försöksleden (3,3 % respektive 5,8 %). Väggmossa, förna, renlavar, kvastmossa och björnmossa utgjorde bottenskiktet. I bottenskiktet var skillnaderna i förekomst av renlav och förna mellan de olika försöksleden statistiskt signifikanta. När analysen gödlat mot ogödlat genomfördes kunde statistiskt signifikanta skillnader påvisas för väggmossa, förna och renlavar. De gödslade försöksleden hade lägre täckningsgrad av väggmossa (61,9 % resp. 92,7 %) och renlavar (0,55 % resp. 3,3%) men högre täckningsgrad av förna (34,8 % resp. 2,5 %). Täckningsgraden för renlav var alltså generellt låg, även i kontrollen, vilket förmodligen beror på att beståndet var väl slutet med stort förnafall och låg ljusnivå på marken.

Intensiv gödsling av äldre tallbestånd verkar alltså medföra negativa konsekvenser för renen och rennäringen. Den för renen ur näringssynpunkt så viktiga laven missgynnas och lingonriset, som kan fungera som en skyddande skärm och därmed förhindra isbildning närmast marken, minskar också. Det betyder att det är stor risk att de lavar som eventuellt finns kvar blir oåtkomliga under ett isskikt. Det bör dock också noteras att en normal succession medför att renlavars täckningsgrad minskar när ett trädbestånd blir gammalt och sluter sig. I det aktuella beståndet kanske gallring är den viktigaste åtgärden för att öka ljustillgången, reducera mängden barrförna och förbättra renlavens växtmiljö.

Summary

Reindeer husbandry and Forestry are both area related industries and will in big extent use the same lands. Conflicts often arise because of that the industries have different interests. Many of the activities done by the forestry influences the reindeer husbandry in an undesirable way, simultaneously as the reindeer husbandry activities can have negative consequences for the forestry. One such forestry activity is fertilization.

It was during the 1960's forest fertilization began to be practiced and the reason was that the increase in growth that the fertilization gave could be able to cover for the future shortage in wood many feared.

During the 1970's when the fertilizing activities were most intensive about 200 000 ha was fertilized annually. The uncertainty about which consequences N-fertilization would have on the ecosystems gave a decrease in fertilizing activities, and in the beginning of the 21st century only 30 000 ha was fertilized every year. Much research has been concentrated to questions concerning fertilizing and the knowledge about the production effects and the consequences on the environment has improved. This in combination with the great demand of wood and high woodprices has again made it interesting to fertilize the forest, to make it possible to take out larger volumes from the forests. The aim of this study was to evaluate the consequences intensive forest fertilization in older pine stands have on species in field- and bottom layer, mainly the species that is of importance for the reindeer and the reindeer husbandry.

The study was carried out in an area 10 km SE of Åsele where SCA Forest Products since 1982 is pursuing an experiment concerning intensive forest fertilizing in older pine stands (*Pinus sylvestris*). The intention with the original experiment was to study how different fertilizing intervals influence growth plus to investigate whether an intensive fertilizing program can evoke shortage in boron and/or other micronutrients. When the experiment was constructed the stand contained 75 years old pines with a site index of T18 (H100), 990 stems/ha, a basal area of 14 m²/ha and a volume of 105 m³/ha.

The experimental plots that had been fertilized every second year (treatment 2-4) differed most regarded to the tree layers characteristics. The basal areas were among the highest for both living and dead trees. Occurrence of a lower tree layer was only visible in these experimental plots and also the crown density was the highest in the experimental plots that had been fertilized most intensive (2-4). In total, seven species were observed in the field layer: lingonberry, blueberry, heather, crowberry, common hair-grass (*Deschampsia flexuosa*), fire weed (*Epilobium angustifolium*) and raspberry. For none of the seven

species it was possible to find any statistic significant differences between the different treatments. When fertilized plots was compared with unfertilized the occurrence of lingonberry was significantly lower in the fertilized experimental areas (3,3 % compared to 5,8 %). Feather mosses, litter, reindeer lichens, *Dicranum scoparium* and hair-mosses made up the bottomlayer. In the bottom layer the difference in occurrence of reindeer lichens and litter between the experimental areas was statistically significant. When fertilized plots were compared with unfertilized significant differences was found for feather mosses, litter and reindeer lichens. The fertilized plots had lower cover of feather mosses (61,9 % compared to 92,7 %) and reindeer lichens (0,55 % compared to 3,3 %) but higher cover of litter (34,8 % compared to 2,5 %). The cover of reindeer lichens was thus in general low, even in the control, which probably depend on the fact that the stand had a high canopy closure with large litterfall and low level of light to the ground.

Intensive fertilization in older pine stands seems thus to bring negative consequences for the reindeer and the reindeer husbandry. The one from the nourishment point of view so important reindeer lichens were decreased and the lingonberry, who can act as a protective shelter, and with that prevent the formation of an ice layer close to the ground, was also decreased. This means that there is a high probability that the reindeer lichens that may remain will be inaccessible under an icelayer. It should also be noticed that a normal succession bring about a reduction in the cover of the reindeer lichens when a tree stand is growing older and the canopy is closing. In the current stand commercial thinning might be the most important measure to improve the light conditions, reduce the quantity of needle litter and improve the reindeer lichens growth conditions.

Inledning

Renens biologi

Anpassningar till det arktiska klimatet

Renen (*Rangifer tarandus*) är tillsammans med myskoxen (*Ovibos moschatus*) och isbjörnen (*Ursus maritimus*) de enda av de stora landdäggdjuren som är väl anpassade till arktiskt klimat (Edelstam 1959). För att överleva i de ogästvänliga arktiska områdena måste djuren som lever där kunna hantera det kyliga klimatet och den begränsade tillgången på föda. Tyler & Blix (1990) delar upp överlevnadsstrategierna för dessa djur i två delar; reduktion av energiförluster och konsumtion av den för tidpunkten lämpligaste födan.

De egenskaper som gör renen speciellt lämpad att leva under de hårda klimatförhållanden som dess nordliga utbredning innebär är utvecklade för att kunna hantera kyla och liten födotillgång. Renens tjocka fäll som består av både långa luftfyllda täckhår och bottenull ger utomordentlig värmeisolering under vintern (Nordkvist 1966; Gustavsson 1989). Ett annat sätt att skydda sig mot kylan är att minimera värme- och vattenförluster vid respirationen. Detta är möjligt genom att det i renens näshåla finns veckade strukturer som är täckta med slem (Tyler & Blix 1990). Kall luft som andas in passerar den slemtäckta ytan och värms till kroppstemperatur och mätas med vatten medan strukturen i näshålan förblir kall. Vid utandning kommer den varma fuktiga luften passera en temperaturgradient i näshålan och bli både kallare och torrare. På detta sätt kan renen spara stora mängder energi. En anpassning till de stora skillnaderna i födotillgång under de olika årstiderna är att renens kroppsfunktioner och näringstillgång också varierar och följer dessa mönster, t.ex. så sker ingen tillväxt under vintern (Lahall 1999, Warenberg *et al.* 1997 citerad i Thun 2005).

Klövarnas form, som kan liknas vid skovlar, gör dem till bra grävredskap under snöperioder. Denna skovelform tillsammans med lättklövarna ger en stor bäryta vilket underlättar förflyttning på snötäckt mark (Gustavsson 1989). Det gör att renen kan förflytta sig och gräva relativt energisnålt (Tyler & Blix 1990). Till skillnad från övriga hjortdjur har båda könen horn hos renen vilket i sig är en anpassning till extremt skiftande temperaturer då hornen fungerar som värmeregulatorer. De stora säsongsvariationerna i klimat är med andra ord inga problem för renen (Edelstam 1959).

Att leva i de arktiska områdena innebär alltså stora skillnader i tillgång på föda under de olika årstiderna och därför är det viktigt att kunna begränsa energiutgifterna när lite föda finns att tillgå. Under vintern har renen en sämre/lägre aptit och äter därför mindre mängder föda. Detta i sin tur leder till att det är möjligt att urskilja ett mönster vad gäller renens metaboliska aktivitet kopplat till olika årstider. Under vintern när renen äter mindre kommer också den metaboliska aktiviteten att minska och därmed reduceras energiutgifterna. Ytterligare ett sätt för renen att minimera energiutgifterna är att röra sig mindre (Tyler & Blix 1990).

Om energibudgeten inte går ihop, utgifterna överstiger inkomsterna, kommer renarna att gå ner i vikt. Under vintern är en vuxen rens dagliga energibehov för att inte minska i vikt

ungefär 2-3 kg lav (torrsubstans) (Warenberg *et al.* 1997 citerad i Thun 2005). Upprätthållande av energibalansen är dock inte ett krav för överlevnad och nedsatt tillväxt och även viktnedgång behöver inte vara konsekvenser av undernäring (Tyler och Blix 1990). Istället konstaterar Tyler och Blix (1990) att renen har en säsongsmässig cykel vad gäller aptit och tillväxt som styrs av fotoperiod och hormoner. Sammanfattningsvis innebär dessa cykler att aptiten kommer att bli sämre vintertid, tillväxten avtar eller upphör och fettreserver mobiliseras. Fettet fungerar som ett komplement till den ur kvalitetssynpunkt sämre födan som äts under vintern, inte ett substitut, och ökar den reproduktiva framgången. Den säsongsbundna variationen i födotillgång gör att renarna måste maximera sitt födointag sommartid för att kunna bygga upp reserver (Gustavsson 1989) till de mest kritiska perioderna under senvinter och vår (Lahall 1999 citerad i Thun 2005).

Renen är en idisslare och unik i sitt slag. Den är en av få högre djurarter som kan tillgodogöra sig näringen i en diet som till största delen består av lavar (Gustavsson 1989). Idisslare karaktäriseras av att de har fyra magar (Nordkvist 1966) och att fodermältningen sker med hjälp av mikroorganismer i en av förmagarna, våmmen (Gustavsson 1989). Det är viktigt att renen har kontinuerlig tillgång på föda för att magrörelserna inte skall börja avta (Nordkvist 1966). Övergångarna mellan olika fodersorter får inte heller bli för drastisk så att mikroorganismerna i våmmen inte hinner anpassa sig. Annars är risken stor att renen drabbas av störningar i fodermältningsapparaten som i värsta fall kan bli livshotande. Längre svältperioder sätter också våmfloran i obalans vilket gör att då renen sedan får tillgång till föda kan den ändå dö av svält på grund av matsmältningsproblem (Gustavsson 1989, Warenberg *et al.* 1997 citerad i Thun 2005).

Renens diet

Renen är precis som övriga hjortdjur inte bunden till en viss bestämd diet. Detta bidrar till att renen på ett bra sätt klarar av variationer i tillgången på föda. Skuncke (1958) exemplifierar renbetesväxternas mångfald genom att konstatera att en lista där endast huvudparten av renens foderväxter medtas skulle uppta minst 250 arter. Han säger också att efter en viss övergångstid, som enligt Nordkvist (1966) bör vara tio till fjorton dagar, kan renen tillgodogöra sig nära nog vilken växtdiet som helst. Detta gör att renen har möjlighet att vara selektiv i sitt födoval och sägs därför vara den störste finsmakaren bland tamdjuren. Så fort det är möjligt väljer den det som för årstiden smakar bäst (Skuncke 1958; Skuncke 1963; Steen 1966; Gustavsson 1989; Kumpula 2001). Generellt kan renen sägas föredra växtligheten då den befinner sig i sina spädstadiet, detta gäller för örter och gräs så väl som för renlavar (Skuncke 1958; Skuncke 1963; Steen 1966).

Renens betesmönster är väldigt extensivt, den gör inte som andra betande djur, häst och får till exempel som noggrant betar av ett område innan det överges för ett annat, istället nafsar den i sig växer från marken samtidigt som den är i rörelse (Skogland 1975). Ett och samma betesområde kan därför passeras flera gånger under en relativt kort tidsperiod (Gustavsson 1989). Detta gör att renen kan vara i behov av stora arealer för att ha tillräckligt med föda tillgängligt. Platser där födan finns i hög koncentration gör dock att renarna kan samlas i större antal och där uppehålla sig en längre tid för att sedan återigen spridas när betet blir begränsat (Skogland 1975).

Renens företar sig cykliska vandringar som är en anpassning till den under vintern begränsade tillgången på föda och de snöförhållanden som råder. På detta sätt får renen därför tillgång till nytt bete när så behövs (Kelsall 1968; Stonehouse 1971 citerad i Eriksson *et al.* 1981). I en undersökning genomförd av Skogland (1975) har det observerats att under ett helt år har renarna sammanlagt betat i nio olika biotoper. Övergångarna mellan betesområden kunde relateras till snötäckets egenskaper, snösmältning och uppkomsten av gröna växter på våren.

Vinterbetet utgörs efter det att fanerogamerna har vissnat ner till största delen av lavar (Skuncke 1963; Skogland 1975). 40-60 % av näringsintaget vintertid kan utgöras av marklavar men andelen varierar och kan vara både högre och lägre (Warenberg *et al.* 1997 citerad i Thun 2005). Vid en undersökning av norska vildrenars betesvanor har Skogland (1975) konstaterat att vinterbetet är förlagt och koncentrerat till torra lavhedar som domineras av *Cladonia* arter. I ett smaklighetstest utfört av Danell *et al.* (1994) visade det sig att de arter som renen prefererade under vintern var lavarna: tagellavar (*Bryoria spp.*), gulvit renlav (*Cladina arbuscula*), grå renlav (*Cladina rangiferina*) och fönsterlav (*Cladina stellaris*). Det var omöjligt att skilja de fyra lavarna åt och därför anses de alla vara lika eftertraktade. De minst omtyckta arterna var väggmossa (*Pleurozium shreberi*), kråkbär (*Empetrum hermaphroditum*) och blåbär (*Vaccinium myrtillus*). Arter som hamnade mittemellan på preferensskalan var kruståtel (*Deshampsia flexuosa*) och påskrislav (*Stereocaulon paschale*). När tillgången på lav minskar kompletteras dieten med dvärgbuskar/ris och även olika arter av gräs och starr (*Carex spp.*), vilket betyder att renen har behov av andra biotoper för att göra sina födosök (Helle 1984). De vintergröna bladen av kruståtel och fårsvingel (*Festuca ovina*), den så kallade ösianö, är också eftersökta vinterbetesväxter. Så länge som myrar och andra blötområden inte är frusna kan renarna också nyttja dessa områden. Här eftersöks underjordiska delar som rotstockar av vattenklöver (*Menyanthes trifoliata*), kråklöver (*Comarum palustre*) och starr (*Carex spp.*) (Gustavsson 1989). Storeheier *et al.* (2002, citerad i Thun 2005) kunde visa att vintergröna delar hos många arter av gröna växter är näringsrika. De innehåller höga kväve- och mineralhalter och har hög smältbarhet vilket betyder att de gröna växterna utgör ett viktigt bete under vintern.

För renarna räcker det dock inte med att det finns tillräckliga mängder av marklavar, dessa måste också vara tillgängliga. Därför spelar snön en avgörande roll när det gäller vinterbetet (Gustavsson 1989). Rådande snöförhållanden påverkar renens möjlighet att förflytta sig, att lokalisera betesväxterna och att gräva sig ned till dem på ett ur energiförbrukningssynpunkt förmånligt sätt (Eriksson 1976). Stora snödjup, isbildning i markskiktet och skare kan göra betet oåtkomligt och medför att renarna blir tvungna att söka sig till andra betesmarker eller till annan föda. Häng- och tagellavar som växer i täta granskogar samt sköldlavar på björkstammen får då stor betydelse (Steen 1966, Warenberg 1997, citerad i Thun 2005). Vid sådana situationer har inte renen råd att vara kräsen och välja föda utan tvingas äta det som är möjligt att komma åt vid grävningen (Eriksson 1977, citerad i Thun 2005). Under vårvintern består födan till stor del av bladknoppar av björk och vide, samt blåbärsris och lav. När det bildas skare under vårvintern blir trädlavarna viktiga och när stenar tinar fram äter renarna en del skorp- och bladlavar som växer på dem. Senare under våren blir de växter som skjuter gröna skott

tidigt viktiga det är t.ex. kruståtel, tuvtåtel (*Deschampsia cespitosa*), tuvull (*Eriophorum vaginatum*) och fårsvingel.

Efter snösmältning när det rikare sommarbetet finns tillgängligt nyttjas fler växtsamhällen (Skogland 1975). Renens föda under **barmarksperioden** består av en lång rad gräs, starr, örter, löv och buskar (Warenberg 1997, citerad i Thun 2005). Arter som dvärgvide (*Salix herbacea*), styvstarr (*Carex bigelowii*), kruståtel, höstfibbla (*Leontodon autumnalis*) och smörblomma (*Ranunculus acris*) betas gärna av renen under våren. När i tiden som dessa växter börjar nyttjas är väl korrelerat till tidpunkten då knopparna blir synliga (Skogland 1975). Framåt hösten blir intaget av ris, främst ljung och blåbärsris, större och lavar blir mer betydelsefulla som bete. Dieten kompletteras också med svampar i form av större soppar men även riskor och kremlor. I övergången till den mer kolhydratrika lavdieten har den under hösten sockerhaltiga kruståteln en stor betydelse. Konsumtion av kruståtel gör att våmfloran hinner anpassa sig (Warenberg *et al.* 1997, citerad i Thun 2005).

Renbetets på verkan på lavförekomst

Enligt en studie utförd av Sulkava och Helle (1975) är skillnaden i mängden *Cladonia* lavar stor mellan betade och obetade områden. Det höga betetrycket resulterade i att mängden lav i genomsnitt endast var 126 kg/ha vilket kan jämföras med områden som inte betats på 30 år där lavmängden uppgick till 1500 kg/ha. Den genomsnittliga täckningsgraden i det betade och obetade området var 35 % respektive 45 % och lavarnas höjd uppmättes till 25 respektive 58 mm.

Tillgången på skägglavar (*Usnea spp.*) som renen kan komma åt, från marken upp till ca 210 cm höjd, varierar. I täta tallskogar fanns det i genomsnitt 27 kg/ha, i äldre tallskogar 2,7 kg/ha och i granskogar 15 kg/ha på betade ytor. I äldre tallskogar som inte betats var tillgången 5,9 kg/ha (Sulkava & Helle 1975). Samma finska undersökning visar också på stor variation i tillgång på kruståtel på hyggen. På ett större, 10-15 år gammalt hygge, var mängden kruståtel 420 kg/ha vilket kan jämföras med de uppmätta 770 kg/ha som fanns på ett mindre hygge av samma ålder.

Eftersom snöns fördelning och djup, på grund av topografi, väder och vind etc., följer ungefär samma mönster varje år kommer renarna att återkomma till de lättbetade områdena år efter år. Lavbiomassan minskar och risken för överbetning är stor på dessa områden (Helle 1984).

Konflikter kring markanvändning

Rennäringen är en extensiv näring eftersom renens vandringsbeteende, betesvanor och varierande näringsbehov gör att i princip alla marker kan nyttjas, om än för olika ändamål och under olika tidpunkter på året. Olika marker har alltså olika egenskaper som gör dem värdefulla på ett eller annat sätt (Nia 1987, citerad ur Bäck *et al.* 1992). Behovet av stora markarealer gör att rennäringen i mångt och mycket kommer att nyttja samma marker som andra intressenter, varför det lätt uppkommer markanvändningskonflikter (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986).

Turism och rörligt friluftsliv

Turism och rörligt friluftsliv är en av näringarna som konkurrerar om samma marker som rennäringen. Det är dock främst under vår och sommar, som är intensiva perioder för båda parter, som konflikter mellan dem båda uppstår (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986). Renarna befinner sig då i fjällområdena och sommarbetet är där främst förlagt till dalgångarna. Den största delen av tiden spenderar renarna högre upp på fjället för att få svalka och skydd från insekter (Gustavsson 1989). Störningar från friluftslivet är främst vandrare som söker sig utanför markerade leder och detta kan få allvarliga konsekvenser (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986). Under kalvningstid är renarna mycket känsliga och eftersom perioden är mycket kritisk sker ofta en omfattande bevakning eftersom renarna då inte får störas. Under sommarmånaderna sker också kalvmärkning vilket innebär en stor arbetsinsats för att få renarna samlade i märkningshagar (Gustavsson 1989). Yttre störningar från till exempel fjällvandrare kan spolia flera dagars arbete genom att renarna blir skrämda och hjorden skingras (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986).

I en undersökning gjord av Bäck *et al.* (1992) visade det sig att konkurrensen mellan friluftsliv och rennäring är kraftigast runt större turistanläggningar och vandringsleder. Det finns dock farhågor om att utvecklingen av lättviktsprodukter inom friluftslivet kommer leda till att människor i större utsträckning kommer att söka sig till mer oexploaterade områden som hittills varit en fristad för renarna. I så fall kommer konkurrensen att öka även i de mer perifera områdena.

På senare år har den utökade skotertrafiken gjort att konflikthot har uppstått även under vinterhalvåret. Tidigare ansågs inte turismen utgöra något problem eftersom renarna befann sig i skogslandet och turisterna höll till i pisterna kring fjällanläggningarna. När skotrarna nu invaderar både skogen och fjället befarar samerna mer omfattande störningar från den sortens trafik och efterlyser därför skoterförbud inom kalvningsområden och upprättande av fasta skoterleder. De negativa effekter som skotertrafiken medför är förutom bullerstörningar skador på växtligheten och snöpackning som försvårar renarnas möjligheter att komma åt födan under snön (Bäck *et al.* 1992).

Den utvecklade turismnäringen har inte bara negativa effekter på rennäringen. För många samer har turismen gett möjligheter att få biinkomster som därmed gjort det möjligt att fortsätta med renskötseln (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986). Många mindre tätorter har tack vare den expanderande turismen kunnat bibehålla den samhällsservice med butiker m.m. som även samerna är i behov av. Enligt Bäck *et al.* (1992) finns det en outnyttjad potential att nyttja rennäringen som en turistattraktion. Försäljningen av sameslöjd är också blygsam, mycket på grund av bristande marknadsföring. Det borde därför vara möjligt att utveckla en mer omfattande turism som bygger på rennäringens krav och vad den har att erbjuda.

På samma sätt som turismen har negativ inverkan på rennäringen så kan rennäringen innebära hinder för turismverksamheten. Då handlar det främst om attraktiva områden som beläggs med restriktioner mot skotertrafik (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986).

Vattenkraft, mineralutvinning och övrig täktverksamhet

Utbyggnaden av vattenkraften inleddes i början på 1900-talet men den verkligt stora utbyggnadsepoken var under 1960-talet (Forsgren 1990, citerad i Bäck *et al.* 1992). Regleringen av älvarna har inneburit att samerna förlorat viktiga betesland och att flyttmöjligheterna har försämrats. Dessutom har det på grund av onormala vattenfluktuationer och skräp från regleringsdammarna som sedan fastnat i fiskeredskapen blivit i princip omöjligt att bedriva traditionellt fiske i de reglerade älvarna (Bäck *et al.* 1992). Både sommar och vinterbetesmark har på grund av överdämning blivit obrukbara (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986) men det största problemet anses ändå vara de försämrade möjligheterna att nyttja älvarna som flyttleder. Innan utbyggnationen av älvarna vandrade renarna långa sträckor på dem och på färden tillbaka upp till fjället nyttjades vegetationen på älvstränderna som tidigt tinade fram (Gustavsson 1989). De stora nivåskillnader som uppkommer i och med regleringarna gör isarna osäkra och ofta bryts isen sönder efter stränderna och försvårar därför renarnas vandringar (Bäck *et al.* 1992).

Eftersom gruvnäringen tar relativt små arealer i anspråk, om jämförelsen görs med skognäringen och vattenkraftsutbyggnaden, och är stationär när exploateringen väl startat är det sällan den kommer i konflikt med rennäringen. Om en konflikt uppstår till exempel om en ny fyndighet skall börja brytas får rennäringen allt som oftast ge vika eftersom gruvdrift är ett så kallat riksintresse. De vanligaste spörsmålen näringarna emellan rör dock transporterna till och från gruvorna (Bäck *et al.* 1992) då ett stort antal renar varje år dör på grund av tågtrafiken (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986).

Torvtäkter innebär att myrarna, som är av stor betydelse för renskötseln som betesmark, samlingsställe och flyttled, blir helt oanvändbara (Saitton 1982, citerad i Bäck *et al.* 1992). Ytterligare effekter av täktverksamheten är de vägar som bryts till och från området som ger ändrade dräneringsförhållanden även utanför själva verksamhetsområdet (Bäck *et al.* 1992).

Samhällsutveckling

I mångt och mycket konkurrerar rennäring, bebyggelse och kommunikationsleder om samma typ av terräng: dalgångar med plan topografi. I takt med att samhällena expanderar försvåras renarnas flyttningar mellan sommar- och vinterbetesland. Även om kommunikationsleder naturligtvis underlättar även renskötarens verksamhet ger det också betydande negativa effekter (Bäck *et al.* 1992). Främst handlar det om trafikolyckor inom både bil- och tågtrafik (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986).

En utvidgning av bilvägnätet innebär både för och nackdelar. Renskötare kan lättare transportera förnödenheter, förflytta djur från ett område till annat, tillämpa stödutfodring. De ovan nämnda positiva aspekterna vägs dock upp av de negativa: förlust av betesmarker, störningar från trafik och en utvidgad turism och med säkerhet ännu fler trafikdödade renar (Bäck *et al.* 1992).

Naturvård

Att naturvård och rennäring står i konflikt med varandra kan tyckas en smula underligt. Problemet bottnar i att naturvårdsmyndigheten har två motstridiga målsättningar. Dels att skydda naturen till nytta för kommande generationer, dels ge möjligheter till ett aktivt

friluftsliv. Med andra ord öka besöksfrekvensen i de områden som skall skyddas. Den första målsättningen blir ett problem för rennäringen på grund av att då naturen skall skyddas för kommande generationer innebär det att även de växt- och djurarter som finns i vårt land skall bevaras (Bäck *et al.* 1992). Rovdjursfrågan är väldigt omdebatterad då samerna vill hålla nere rovdjursstammen eftersom de förlorar stora mängder djur till björn, lodjur, järv och örn årligen. Allmänheten har visat ett stort intresse i att bevara en livskraftig stam av våra rovdjur, konflikten är uppenbar. Det finns möjlighet för samerna att få ersättning för rovdjursdödade renar men kravet på att den dödade renen skall återfinnas gör att ersättningen inte anses tillräcklig då det är långt ifrån alla dödade djur som återfinns (Länsstyrelsen Norrbottens län 1986).

Naturvårdsmyndighetens andra mål, att ge befolkningen goda möjligheter till ett aktivt friluftsliv, ligger tillsammans med det första till grund för bildandet av de första nationalparkerna. Rennäringen bedriver en stor del av sin verksamhet inom dessa skyddade områden och har knappast något emot att fler nationalparker och reservat bildas. Här har istället konflikt uppstått genom att två lagar har tolkats olika. Enligt gammal praxis är rennäringen genom Rennäringslagen undantagen de bestämmelser som gäller för reservat och nationalparker. Det betyder att samerna fritt får bedriva renskötsel i dessa områden. Samerna menar därför att de har rätt att uppföra hus, broar och rengårdor i nationalparker utan tillstånd från myndigheten. Naturvårdsverket hävdar dock att Rennäringslagen ingår i Naturresurslagen vilket innebär att alla anläggningar inom nationalparken, inklusive dem som nyttjas av samerna, måste ha tillstånd för att få uppföras. En statlig utredning har föreslagit att Naturvårdsverket skall kunna besluta om intrång i renskötselrätten inom en nationalpark, men att eventuella avslag i så fall ska resultera i ekonomisk ersättning (Bäck *et al.* 1992).

Ur ett naturvårdsperspektiv kan rennäringen betraktas som en belastning i de fall då renantalet blivit för stort och resulterat i överbetade lavmattor. Brist på lavar och mossor gör att markytan lättare kan erodera och därmed bli förstörd för överskådlig tid. Den utökade användningen av terrängfordon i fjällterrängen bland rensköterna bidrar också till ett ökat markslitage. Bullret från dessa fordon kan också upplevas som störande och stressande av så väl renar som besökande turister. Naturvårdsintressena har därför krävt att restriktioner införs mot användandet av terrängfordon i särskilt känsliga områden (Bäck *et al.* 1992).

Skogsbruk

Skogsnäringen är enligt ovanstående bara en av många markanvändare som konkurrerar om samma marker som rennäringen. Följderna av skogsbrukets olika ingrepp och hur dessa påverkar rennäringen har observerats och utretts vid ett flertal tillfällen. Sammanfattningsvis kan sägas att de flesta av skogsbrukets åtgärder sällan sammanfaller med rennäringens önskemål. Samtidigt som det bör sägas att det även finns tillfällen då rennäringen företar sig aktiviteter som inte sammanfaller med skogsbrukets önskemål (Gustavsson 1989).

Trakthyggesbruk

Avverkning

De hyggesrester i form av grenar och toppar som blir kvar efter avverkning hindrar renarna från att komma åt markbetet även om de skulle kunna gräva sig igenom den packade snön (Skuncke 1958; Arnström 1975; Gustavsson 1989; Oscarsson & Håkansson 1993). Kalavverkning medför nämligen att snön blir ojämnt fördelad (Oscarsson & Håkansson 1993) och även om inte snödjupet blir större (Eriksson 1972) så kommer istället den kraftiga vindpackningen av snön att göra det mer svårgrävt för renarna (Gustavsson 1989). De kvarlämnade grenarna och topparna hindrar renarna från att beta i ungefär fyra till fem år efter den utförda avverkningen, vilket gör att de lavar som finns kvar kan växa och frodas (Eriksson 1975). Förutom de ovan nämnda förändringar i biotiska faktorer har Eriksson (1972) konstaterat att följande abiotiska faktorer också förändras när ett hygge upptas: instrålning, reflexion, vindhastighet och max temperatur ökar under sommardagar medan humiditet och minimitemperaturer minskar. Ett hygge är med andra ord ingen gynnsam plats för lavarna att tillväxa eftersom förhållandena blir alldeles för extrema, den obegränsade solinstrålningen gör det alldeles för yttorr. Eriksson (1975) uppskattar därför tiden det tar för ett hygge att åter bli revvänligt till 20-30 år. Arnström (1975) har också observerat skillnader i abiotiska faktorer då han gjort jämförelser mellan avverkningar där det lämnats fröträd och intakta skogsbestånd. Arnström (1975) anser att detta kommer ha effekter på de för renarna viktiga marklavarna då dessa bland annat kräver en viss luftfuktighet för att kunna assimilera. Totalt uppskattar han att 1/3 av hyggesarealen blir otillgänglig för bete på grund av hyggesavfall, körvägarnas areal och blottad mineraljord. Detta leder till att den intakta skogen kommer att betas hårdare.

Effekterna av kalavverkning på fält- och bottenvegetation ter sig väldigt olika beroende på i vilken skogstyp ingreppet utförs. På friska och fuktiga ristyper blir tillväxten av kruståtel, den så kallade sian, riklig redan några år efter avverkning (Gustavsson 1989). Hur betesförrådet på torra och skarpa ristyper påverkas råder det enligt Gustavsson (1989) delade meningar om. I dessa skogstyper är det främst marklavar som betas och eftersom det finns uppgifter om att dessa både ökar och minskar efter avverkning kan inga generella slutsatser dras. Om det är äldre granskogar med hänglavsförekomst som avverkas blir resultatet direkt negativt för rennäringen. Dessa, enligt skogsbruket, överåriga granskogar är värdefulla betesmarker under tider då marklavarna är oåtkomliga på grund av till exempel skare. När granskogar avverkas minskar den totala biomassan i fält- och bottenskikt till nära hälften, en förändring i artsammansättning sker också. Den tidigare mossdominansen bryts och istället tar gräs och örter över (Nykqvist 1971, citerad av Eriksson 1975). Avverkning av hänglavskogar ger en tillfällig ökning i tillgängligt bete då hänglaven i hyggesresterna kan betas, men på lång sikt minskar dock det tillgängliga betet. Det enda som kan ersätta ett bestånd av gammelskogs karaktär är ett annat bestånd med motsvarande egenskaper. Anledningen till detta är att hänglavarna är i behov av just dessa biotoper och deras möjlighet till spridning till omkringliggande skog är begränsad (Gustavsson 1989).

Upptagning av hyggen påverkar också renens beteende. Enligt Gustavsson (1989) kan det under vissa väderleksförhållanden vara väldigt svårt att få en renhjord att passera ett

hygge. Det medför alltså en hel del merarbete för renskötarna när hyggen tas upp på eller i anslutning till flyttleder.

Markbehandling

Efter kalavverkning genomförs i regel någon form av markberedning. Det bästa för rennäringen är dock att om det är möjligt undvika markberedning och istället tillämpa naturlig föryngring (Eriksson 1975). Generellt innebär markberedning att flyttning och samling av renar försvåras och att markvegetationen påverkas på ett eller annat sätt (Eriksson 1975; Oscarsson & Håkansson 1993). Stora mängder bete kan förstöras genom att mineraljord och råhumus exponeras och dumpas mellan markberedningspunkterna. Dessutom riskerar mycket bete att förloras genom mekanisk sönderdelning på grund av de maskiner som används (Eriksson 1972). Alternativ som har jämförts ur rennäringssynpunkt är harvning, högläggning, hyggesbränning och plogning (ej förekommande idag). Alla metoder utom hyggesbränning innebär att markytan modifieras i olika grad och därför påverkar möjligheten för renhjordar att passera. Den lindrigaste markberedningsmetoden och därför den som föredras av rennäringen är högläggning då det på omvända marktorvor läggs mineraljord som blir en lämplig planteringsbädd (Gustavsson 1989). I en jämförelse mellan harvning och plogning kunde Eriksson & Raunistola (1990) konstatera att harvning är en mer skonsam markberedningsmetod då andelen opåverkad mark var större och tiltorna lägre än vid plogning. Båda metoderna innebar dock att signifikanta skillnader i täckningsgrad för många arter observerades då tiltor/diken jämfördes med den ostörda marken. Kruståtel, blåbär och kråkbär var alla vanligare på ytor som var opåverkade. Det största problemet är dock den långa tid det tar för marken att läka efter dessa kraftiga ingrepp. Efter elva respektive 16 år var spåren fortfarande synliga efter harv och plog (Eriksson & Raunistola 1990).

Eftersom alla markberedningsmetoder påverkar vilken växlighet som kommer att ta området i besittning är det snarare fråga om att använda rätt metod på rätt marktyp eller rättare sagt hitta en metod som inte fördärvar vinterbetets lavmarker. Harvning, och förut förekommande plöjning, skall tillgripas på friska till fuktiga marker som endast har sparsamma förekomster av lav. Den efterföljande frodiga tillväxten av kruståtel kan med dagens metoder komma renarna till nytta. Under plöjningsepoken var det inte möjligt eftersom ett plöjt hygge för en lång tid framöver inte kunde nyttjas vare sig som betesmark eller flyttväg. Inte heller harvning är att föredra på lavmarker då lavbetet förstörs för en lång tid framöver (Gustavsson 1989). Hyggesbränning var så länge det tillgreps på hyggen med tjockt råhumustäcke, det vill säga på friska till fuktiga ristyper, inget problem för rennäringen. Det gav ett gott renbete av ösiaö under sommar, höst och förvinter. Då torra och skarpa ristyper löpbrändes, troligen av misstag, försvann lavbetet i upp till 20-40 år enligt Skuncke (1958).

Ny teknik har tagits fram för att minska påverkan på lavtäcket i samband med markberedning. HuMinMix, är en markberedningsmetod med låg markpåverkan (ca 15 %) där mineraljorden blandas med humusen och den har visat sig vara kanske den mest gynnsamma alternativet på lavrika marker. Detta på grund av att renlavarnas täckningsgrad är betydligt högre i markberedningsspåren jämfört med mer traditionella metoder som högläggning och harvning. Mixen av humus och mineraljord är också ett

mer gynnsamt substrat än ren mineraljord vid artificiell spridning av renlav som kan vara ett alternativ för att restaurera betydelsefulla betesmarker (Roturier 2007).

Röjning och gallring

De efterföljande faserna med ungskog och gallringskog medför också problem för rennäringen. I täta ungskogar är sikten dålig/begränsad (Oscarsson & Håkansson 1993). I en finsk undersökning utförd av Helle *et al.* (1990) visade det sig att beståndets karaktär är av större betydelse än den lavmängd som faktiskt finns tillgänglig. Genom att jämföra olika gamla bestånd kunde de se att lavmängden inte var beroende av beståndsåldern, och att inte heller olika snömängd kunde förklara varför de äldre bestånden föredrogs framför de yngre. De slutsatser som drogs var att den försämrade sikten i de yngre skogarna medförde predationsrisk och renarna sökte sig därför till äldre bestånd. Att enbart studera skogsbrukets påverkan på lavbiomassan anser därför Helle *et al.* (1990) vara bristfälligt.

Ungskogarna ska så småningom röjas och gallras. Så tillvida att det finns marklavar att tillgå i bestånd av så låg ålder kommer då främst röjningen att leda till missnöje från rennäringens sida eftersom de stammar som röjs bort lämnas kvar på marken. Under efterföljande år kommer då renarnas grävning och möjlighet att förflytta sig genom området att försvåras (Gustavsson 1989). Nu för tiden genomförs röjningen med röjsåg men då det ännu gjordes manuellt klagades det på stubbarna då de var allt för höga och dessutom så spetsiga att renarna kunde skada sig på dem (Skuncke 1958; Gustavsson 1989). Gallring medför sällan några större problem för rennäringen eftersom träden som sågas ned tas till vara. Det är snarare så att ett genomgallrat bestånd är lättare att flytta renarna igenom då sikten förbättras. Dessutom kan renarnas eventuella födosök vara lättare att genomföra i ett gallrat än i ett ogallrat bestånd (Gustavsson 1989).

Contorta

Inställningen till introduktionen av Contortatall (*Pinus contorta*) bland renskötarna har enligt Löfvenhaft (1987, citerad av Kardell & Eriksson 1992) varit negativ. De täta bestånden har liknats vid djungler som varken renar eller skottrar tar sig igenom. Dessutom har renskötarna kunnat observera att renlavarna försvinner där contortan planterats, undantaget är gläntor där de fortfarande kan finnas.

I ett försök att sammanfatta flera undersökningar om eventuell lavtillgång i contortabestånd konstaterar Kardell & Eriksson (1992) att det inte finns någon skillnad i mängden marklavar mellan jämnåriga ungskogar med tall och contorta, de smakliga lavarna är i princip obefintliga i båda. När träden når ungefär 90 års ålder får de betydelse som hänglavsresurs. Ju tätare skogen är desto mer hänglav kan observeras. Därför finns mer hänglavar att tillgå i contortabestånden men eftersom dessa kommer att avverkas vid lägre åldrar kommer de sannolikt inte att bli någon betesresurs att räkna med. Den sammanfattande bedömningen av Kardell & Eriksson (1992) är därför att en massiv introduktion av contorta inte är önskvärd av rennäringen då lavtillgången kommer att minska.

Skogsgödsling

Historik

Skogsbruket började tillämpa N-gödsling på 60-talet och anledningen var att den tillväxtökning som erhöles skulle kompensera den i framtiden befarade virkessvackan. Under 1970-talet var den årligen gödslade arealen som störst, ca 200 000 ha/år. År 2002 gödslades ungefär 30 000 ha och kan ses som ett genomsnitt för de senaste åren (Högbom & Jacobsson 2002).

Den årligt gödslade arealen har alltså gått tillbaka kraftigt och orsakerna är många. Det fanns bland annat en rädsla för att det ökade N-nedfallet skulle orsaka N-mättnad och eventuell skogsgödsling skulle påskynda denna process. Detta ledde till att miljömyndigheter och naturvårdsorganisationer var skeptiska till gödslingen som sådan, vilket i sin tur gjorde att skogsbolagen inte ville gödsla. Tveksamheterna gjorde att mycket forskning koncentrerades till det aktuella ämnet och därför har kunskaperna om produktions- och miljöeffekter förbättrats. Trots att det under 1980-talet skedde en intensifiering av forskningen just på grund av de omdiskuterade miljöeffekterna kunde inga tydliga resultat erhållas. Ifrågasättandet fortsatte in på 1990-talet och därför togs en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) fram på Stora skogs initiativ. Där kunde följande konstateras: ögödsling i den form som Stora skog planerar försvårar inte påtagligt ansträngningarna att nå väsentliga miljömål anknutna till skogsmarkö, vissa justeringar var bolaget dock tvungna att göra (Högbom & Jacobsson 2002).

När skogscertifieringen blev aktuell och standarden för FSC skulle tas fram blev gödslingen en knäckfråga (Högbom & Jacobsson 2002). Slutligen kom dock skogsgödsling att accepteras inom ramen för ett certifierat skogsbruk om skogsägaren kan visa att åtgärden inte skadar markens naturliga processer och långsiktiga produktionsförmåga eller skadar andra ekosystem och biologisk mångfald (Svenska FSC-rådet 1996).

Inom svensk lagstiftning har skogsgödsling sedan 1999 reglerats i Miljöbalken (Naturvårdsverket 2006). Enligt denna behövs inget tillstånd för att kvävegödsla skog men om gödslingsföretaget anses vara stort skall det anmälas till Skogsstyrelsen senast sex veckor i förväg. Skogsstyrelsen är tillsynsmyndighet och har utfärdat öAllmänna råd för kvävegödslingö (SKSFS 1991:2) som inte är bindande men vägledande. I råden anges lämpliga skyddszoner som bör lämnas mot sjöar, vattendrag m.m. och maximal kvävetillförsel i olika delar av landet (Jacobson 2005).

Idag har intresset för skogsgödsling åter blivit större med anledning av att industriernas virkesbehov har ökat. På kort sikt är N-gödsling nämligen den enda skogskötselåtgärd som kan öka avverkningspotentialen (Jacobson 2005).

Gödselmedel

En normal gödselgiva är 150 kg/ha och ger en extra produktion i storleksordningen 13-20 m³sk/ha (Jacobson 2005). Det första gödslingsmedlet som togs i bruk på 1960-talet var urea (Högbom & Jacobsson 2002). Efter ett antal försök visade det sig att urea gav lägre tillväxtökning per kilo tillförd kväve jämfört med ammoniumnitrat (Skog-AN). Anledningen var att träden vid gödsling med urea inte fick tillgång till samma mängd

kväve eftersom den största delen fastlades i marken (Palmér 1988). Övergången till ammoniumnitrat var självklar eftersom det utöver större tillväxteffekter också hade lägre spridningskostnader. Ett stort aber var dock att det var mer försurande än urea. Lösningen på försurningsproblematiken blev gödselmedel där ammoniumnitrat blandats med kalk och/eller andra buffrande ämnen. Ett exempel är kalkammonsalpeter, handelsnamn Skog-CAN eller KAS, som är ammoniumnitrat blandat med dolomitkalk. Skog-N-Mg kan också nämnas i sammanhanget och är ett ammoniumnitratgödselmedel som buffrats med magnesium (Palmér 1988).

Med anledning av den ökade frekvensen av döda toppskott hos tallar, som först ansågs bero på ökad tjäderbetning, kom gödselmedlen att innehålla mikronäringsämnet bor. Det var under mitten på 1970-talet som det observerades att topparna fick ett malätet utseende och så småningom dog (Palmér 1988). Även skador på knoppenlag förekom (Jacobson 2005). Den primära orsaken till skadorna var brist på bor och samtidigt som detta kunde konstateras indelades Sverige i borzoner. De nordligaste/nordvästligaste delarna av landet kom att tillhöra borzon 1, där den naturliga borhalten är som lägst. När områden i denna zon gödslas skall därför alltid ett borhaltigt gödselmedel användas. I borzon 2 däremot behöver ett borhaltigt gödselmedel endast nyttjas om ett bestånd skall omgödslas (Palmér 1988).

De nya förbättrade gödselmedlen började användas på 1980-talet och används än idag (Högbom & Jacobsson 2002). Enligt Jacobson (2005) är det dock för närvarande bara Skog-CAN/KAS som används. KAS innehåller 18 procent dolomitkalk, 0,2 procent bor och resten ammoniumnitrat, kvävehalten är 27,2 procent (Skogforsk 2005).

Vilka bestånd göd slas?

Eftersom gödsling innebär ekonomiska kostnader skall bara de marker som är lönsamma behandlas. På marker som naturligt är rika på kväve ger en extra tillförsel inte någon effekt på träden, dessa skall naturligtvis inte gödslas. Det finns även bestånd där tillväxtökningen blir så liten av gödsling att den är omotiverad (Jacobson 2005). För att välja ut lämpliga gödslingsbestånd har sju baskrav utformats, och om alla dessa uppfylls är det aktuella beståndet värt att gödsla. De sju baskraven är följande:

- 1) Fastmark¹
 - 2) Podsoljordmån
 - 3) Ståndortsindex inom intervallet 16 och 28
 - 4) Minst 80 % av grundytan skall vara barrträd
 - 5) Lägst förstagallringsskog
 - 6) Ingen avverkning inom tio år
 - 7) Frisk och välsluten skog
- (Palmér 1988; Jacobson 2005).

¹ Fastmark är marker där humustäcket är max 30 cm, är det tjockare klassas det som torvmark (Skogforsk 2005).

Skogsgödslingens konsekvenser för rennäringen

Gödselmedlenas direkta giftighet för renarna

I samband med att skogsgödslingen påbörjades på 1960-talet uttrycktes en oro för vilka konsekvenser det skulle få för renarna då det utfördes på såväl sommar- som vinterbetesland. Gödselmedlet ammoniumnitrat (Skog-AN) togs i bruk i början på 1970-talet och oron gällde medlets eventuella giftighet för renar (Nordkvist, 1982). Vid gödsling kan renen få i sig det befarade skadliga nitraten antingen genom att äta gödselkorn som ligger på marken, via dricksvatten och/eller genom att äta av växter som tagit upp och lagrat nitrat (Åhman & Åhman, 1984). Risken med just detta gödselmedel är att nitraten (NO_3^-) i vommen kan omvandlas till nitrit (NO_2^-). Nitrit är negativt i det avseendet att om det sedan resorberas och kommer in i blodet reagerar det med hemoglobinet som därmed förlorar sin syretransporterande förmåga. Blockeringen av syretransporten gör att renen riskerar att drabbas av så kallad inre kvävning (Nordkvist, 1982).

I en studie gällande skogsgödselmedels toxicitet för renar har Nordkvist (1982) kommit fram till att den akuta giftigheten börjar vid en dos om ca 1,25 g $\text{NH}_4\text{NO}_3/\text{kg}$ motsvarande 1,0 g NO_3^-/kg kroppsvikt. Det visade sig också att renarna inte spontant upptar gödselmedel i dess fasta pelleterade form. Vad gäller vattenlösningar av ammoniumnitrat var det möjligt att få renarna till att dricka upp till 2,5 % lösningar, om inget annat alternativ fanns, dock med resultatet att de drabbades av klassisk nitrat/nitritförgiftning. Då alternativ till ammoniumnitratlösningen fanns i form av rent vatten valde renarna det senare alternativet. Nordkvist (1982) hävdar med ovanstående resultat att en tekniskt korrekt utförd gödsling inte medför någon förgiftningsrisk för renar samtidigt som han påtalar att vissa moment fortfarande kan tänkas vara hälsovådliga och föreslår därför att:

- 1) upplagsplatserna för gödseln skall vara väl inhägnade och skyltade. Regelbundna kontroller av upplagen rekommenderas,
- 2) områden som ska gödslas bör tömmas på renar och hållas renfria 1-2 veckor efter gödsling,
- 3) upplagsplatserna bör saneras efter utförd gödsling.

Det finns alltså även en möjlighet att renarna förgiftas genom att konsumera växter som tagit upp och lagrat nitrat. Huruvida ovanstående är möjligt har undersökts av Åhman & Åhman (1984) som i samma undersökning också studerade gödslingens effekter på växternas råproteininnehåll. Resultatet från den rapporten visar att gödslingens inverkan på nitrathalterna var små och de mängder nitrat det rörde sig om inte var av den digniteten att det skulle vara skadligt för renen. Den letala dosen för nitratkväve för nötkreatur torde ligga kring 0,2 % nitratkväve i torrsubstansen (Bradley *et al.* 1940 citerad av Åhman & Åhman 1984) och de högsta nitrathalterna som mätts upp låg endast på 0,03 %. Med andra ord var det funna värdet långt under vad som bedömts vara toxiskt.

Vad gäller råproteinhalterna hade dessa ökat efter gödsling i samtliga lav- och växtarter som undersökts. Kruståtel var den växt som visat kraftigast utslag på råproteinhalten efter gödsling. Redan två veckor efter genomförd gödsling var det synligt, och höga halter kunde även observeras under de två följande somrarna. Mätningar av råproteinhalter

genomförda i oktober-november visade på nivåer som i stort sett var de samma som kontrollernas. Vad som också kunde konstateras var att gödslingen kraftigt stimulerat den vegetativa utvecklingen hos kruståtel. Heltäckande mattor av gräset hade brett ut sig och fortfarande tre år efter försöket var dessa vanligt förekommande (Åhman & Åhman 1984).

Frågan är då om de förhöjda råproteinhalterna eventuellt skulle kunna vara till nytta för renen. Åhman och Åhman (1984) anser att så inte är fallet. Eftersom kruståteln är en växt som främst hör till senhösten och vinterns diet kommer inte de den ökade proteinhalten som uppmätts under sommaren att gagna renarna. De växter som renarna normalt sett betar under sommaren innehåller redan tillräckliga mängder protein för maximal tillväxt. En möjlig positiv effekt av gödslingen för renarna skulle vara den ökade mängden kruståtel som skulle kunna nyttjas under senhöst och vinter. Inte heller detta blir till någon nytta för renarna då det är de levande bladen som betas och gödslingen medför en liten andel levande blad, som dessutom täcks av strån och därmed blir svåråtkomliga. Övriga lavar och växters ökade råproteinhalter kommer inte heller att ha någon betydelse för renarna eftersom renarna undviker att beta i de områden som gödslas (Eriksson *et al.* 1981).

Gödslingens in verkan på bete sväxterna

Ett stort frågetecken som fanns då skogsgödsling började tillämpas var vilka effekter det skulle ha på den lägre vegetationen. Därför har många studier gjorts genom åren och Högbom & Jacobsson (2002) har vid en genomgång av den forskningen kunnat konstatera att N-gödsling orsakar vegetationsförändringar och att många av arterna i fält- och bottenskikt påverkas av gödsling men att effektens storlek beror på gödselgiva, gödselmedel, antalet omgödslingar och vegetationstyp.

N-gödsling har vanligtvis en negativ inverkan på lavarna och mossorna i bottenskiktet (Andersson *et al.* 1974; Persson 1981; Eriksson & Raunistola 1993; Mäkipää 1994; Vagts & Kinder 1999; Skrindo & Økland 2002). Gerhart & Keller (1986) redovisar dock resultat där några lavar ökat efter gödsling men förklarar detta med att den långa tid (11 år) som förflutit mellan gödsling och inventering kan ha möjliggjort lavarnas återkolonisation. Vid större gödselgivor visar de dock (Gerhart & Kellner 1986) resultat som är i enlighet med övriga forskares, dvs. att lavarna och många av skogsmossorna missgynnats och att effekten kvarstår flera år efter gödsling.

Vilken påverkan som gödslingen har på arterna i fältskiktet; ris, gräs och örter har visat sig variera. Gerhart & Kellner (1986) har i sin rapport redovisat en minskning för både ris och dvärgbuskar och att lingon (*Vaccinium vitis-idaea*) visar en tydligare minskning än blåbär. Örterna har i samma undersökning visat sig vara relativt opåverkade av gödslingen då liknande täckningsgrader har uppmätts så väl i kontrollen som i de gödslade ytorna. Istället har nya mer näringskrävande arter som mjölkört (*Epilobium angustifolium*) och hallon (*Rubus idaeus*) dykt upp.

Enligt en finsk undersökning av Mäkipää (1994) kan lingon både ökat och minskat efter N-gödsling. På fuktigare, lite rikare marker kan biomassan minska medan det på magrare/fattigare marker kan öka. Lingon har också i Eriksson & Raunistolas (1993)

undersökning visat olika respons och de hävdar därför att det är mycket svårt att dra några generella slutsatser.

Ljungen (*Calluna vulgaris*) har i enlighet med lingon reagerat väldigt olika på gödsling. Määkipää (1994) har på magrare marker observerat en minskning av ljungen och hävdar att arten är väldigt känslig för N-gödsling. Eriksson & Raunistola (1993) har i motsats till Määkipää (1994) observerat en ökning av ljungen och att responsen kommer väldigt snabbt, redan efter en växtsäsong. Ökningen har dock visat sig vara kortvarig och ljungen har sedan minskat till samma nivå som kontrollen. Upprepade gödslingar har dock gett nya toppvärden men ljungen har sedan på samma sätt återgått till nivåer jämförbara med de uppmätta på kontrollytorna. De varierande reaktionerna hos ljung tror Eriksson & Raunistola (1993) beror på vilken fas i livscykeln som ljungen befinner sig i.

Att gräsen reagerar positivt på N-gödsling har visats i ett flertal studier (Gerhart & Kellner 1986; Määkipää 1994; Vagts & Kinder 1999). Gerhart & Kellner (1986) t.ex. har observerat en kraftig ökning av kruståtel som en följd av den ökade näringstillgången. Vagts & Kinder (1999) har också iakttagit kruståtelns ökade utbredning efter gödsling och vill förklara det med att kruståteln har hög tillväxthastighet. Det betyder att den snabbt kan tillgodogöra sig den ökade mängden näring som tillförs vid gödslingen.

I en undersökning gjord av Söderström (1981) konstaterar författaren kort att alla undersökta växtgrupper, ris, mossor och lavar, minskar efter upprepad N-gödsling, undantaget är lingon som efter gödsling med Urea ökar. Andersson *et al.* (1974) har däremot visat att alla ris ökar (54 %) medan lavar och mossor minskar med 25 respektive 48 % (torrvikt).

Det råder med andra ord inga tvivel om att vegetationens, då främst risens, reaktion på skogsgödsling kan variera. Det är därför svårt att få en enhetlig bild av skogsgödslingens följder. Högbom & Jacobsson (2002) har dock på ett bra sätt sammanfattat en stor del av utförd forskning och i deras konsekvensbeskrivning av skogsgödsling går följande att läsa:

ÖGödslingen orsakar vegetationsförändringar och i de flesta fall har gödslingen en negativ inverkan på lavar, vissa mossor och mykorrhiza-svampars fruktkroppar. Lingon och blåbär har visat sig både kunna öka och minska efter gödsling antagligen beroende på hur konkurrenssituationen ser ut på platsen. Gräs och örter har däremot observerats gynnas av gödsling förutsatt att de redan finns på platsen. Det sker större vegetationsförändringar på intermediära ståndorter och det är sällan artantalet påverkas, om en art försvinner ersätts den av en annan.ö

Gödslingen orsakar förändringar i abiotiska och biotiska faktorer vilket i sin tur ger de observerade vegetationsförändringarna. Gerhart & Kellner (1986) har observerat följande förändringar:

- **N-input blir större.** Det är helt naturligt eftersom mer N tillförs i och med gödslingen. Eftersom N är det begränsade näringsämnet kan den förbättrade tillgängligheten öka tillväxten hos vissa växter.
- **pH stiger.** Urea har visat sig kunna ge den effekten.

- **Vegetationen bränns.** Gödsling med Urea i torr väderlek har ibland resulterat i brännskador på fält- och bottenskikt.
- **Försämrade ljusförhållanden.** Trädskiktet breder ut sina kronor/lövverk vilket medför att mindre ljus når ner till den lägre vegetationen.
- **Brist på andra näringsämnen.** När bristen på N har tillgodosetts med gödsel har det istället blivit brist på andra näringsämnen, främst bor.
- **Ökat förnäfall.** Det medför risk att mossor och lavar övertäcks och den av gödsling orsakade mer näringsrika förnan gör att gödslingseffekten blir längre.
- **Förändrad konkurrenssituation.** De arter som har högre N-behov kan konkurrera ut arter som inte har samma behov eller ej ens påverkats negativt av gödslingen.
- **Tomma nischer.** Urea har ibland dödat vegetationen i hela fläckar som kan koloniserats av andra arter.

Skrindo & Økland (2002) menar att tillväxten av mossor och lavar inte begränsas av tillgången på N utan den tid de är fuktiga och att responsen på N-gödsling därför istället beror av både direkta och indirekta effekter. Till de indirekta effekterna hör det faktum att bestånden blir tätare vilket medför minskad solinstrålning och nederbörd, att träden växer snabbare vilket ger en merproduktion av förna som har ett högre innehåll av N som i sin tur ger snabbare nedbrytning av markvegetationen, den större mängden förna gör också att lavarna riskerar att helt täckas av förnan. De direkt negativa effekterna av gödslingen skulle vara att mossorna och lavarna förgiftas av gödslet och/eller att de överkonsumerar näring då N helt plötsligt finns i överflöd.

Andra orsaker till att vegetationen förändras kan vara växternas olika förmåga att nyttja oorganiskt N (NO_3^-) (Högbom & Jacobsson 2002). Kruståtel har t.ex. större förmåga att reducera NO_3^- till NH_4^+ än blåbär och lingon vilket kan förklara varför gräset ibland exploderat efter utförd gödsling. Högbom & Jacobsson (2002) anser också att olika känslighet för parasiter kan orsaka förändringar i vegetationen. Detta genom att förbättrade näringsförhållanden hos vissa växter kan öka mottagligheten för skadeangrepp och då en art missgynnas av en parasit ger det möjligheter för andra arter att ta över. Detta kan jämföras med Gerhart & Kellner's (1986) beskrivning av tomma nischer.

N-gödsling har i de flesta fall visat sig ha en negativ inverkan på lavtäcket vilket naturligtvis är negativt för rennäringen. Ett citat hämtat från Engsås (1975) ger en bra indikation på vad som egentligen händer:

ÖEn gödsling innebär i princip en bonitetshöjning vilket på sikt kan minska lavbetetö.

Enligt de rekommendationer som finns är dock inte lavdominerade marker bra gödslingsobjekt då både skogens tillväxthastighet och rotvärde är lågt. Att gödsla dessa är en dålig investering som inte betalar sig (Jacobson 2005). Därför borde gödslingen bara anses vara ett begränsat hot mot rennäringen och dess betesmarker.

Så länge som gödsling enbart genomfördes på de produktivare markerna ansågs det inte vara till rennäringens förfång (Eriksson 1975), men om urvalet av gödslingsobjekt görs enligt Jacobsons rekommendationer (2005) blir de torra lingontyperna aktuella att gödsla.

Det som är viktigt att komma ihåg är att även om det är de torra, skarpa tallhedarna som anses vara de främsta vinterbetesmarkerna om man ser till mängden bete är just mängden sällan det som är avgörande för rennäringen. Tillgängligheten är lika viktig och därför anses de torrare lingonris typerna i det långa loppet ha en större betydelse då fältskiktet kommer att förhindra flenbildning (Skuncke 1958). Flenbildning kallas det fenomen då ett islager uppstår närmast markskiktet (Thun 2005) vilket alltså kan förhindras genom att risen i fältskiktet bildar en skyddande öskärmö. Chansen är därför större att lavarna är tillgängliga på dessa marken än i de allra torraste områdena och Skuncke (1958) går till och med så långt att han säger att den torra lingonristypen är den viktigaste och värdefullaste markerna för renens vinterbete på längre sikt. Därför kan gödslingen på de torrare lingonristyperna i allra högsta grad anses vara en fara för rennäringen.

Syfte

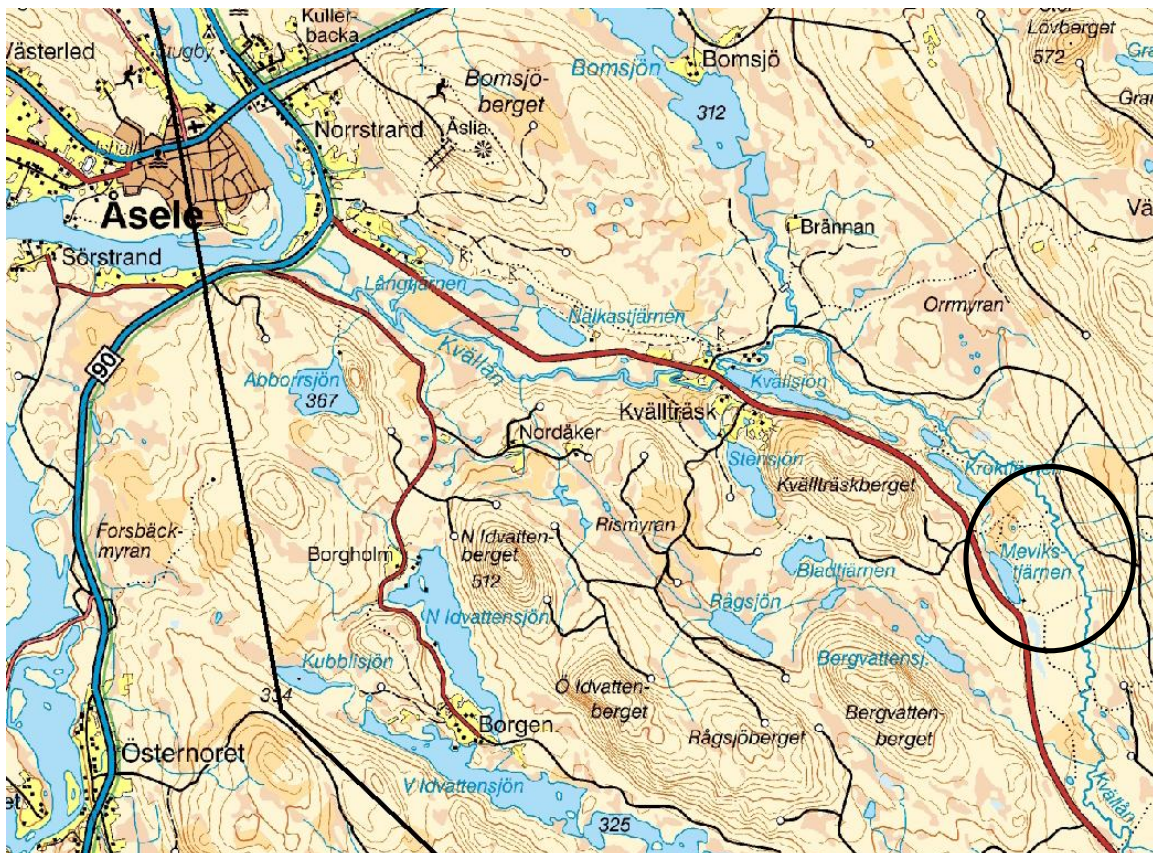
Det här examensarbetet är inriktat på att utvärdera ett pågående gödslingsförsök som påbörjats 1982 med avseende på effekter av intensiv gödsling av slutna äldre tallskog på olika arter som är av betydelse för renbete och rennäringen i fält- och bottenskikt. Gödslingsförsöket innefattar ett intensivgödslingsprogram med det ursprungliga syftet att klarlägga sambandet mellan tillväxteffekt och gödslingsintervall vid olika utgångslägen, samt att utreda om ett intensivt gödslingsprogram framkallar brist på bor eller andra mikronäringsämnen. Arbetet utfördes på uppdrag av Sveaskog.

Material och metoder

Området där fältförsöket genomfördes låg i närheten av Åsele (Figur 1, 2), Västerbottens län ($64^{\circ}07'N$, $17^{\circ}33'E$, 330 m ö.h.). Beståndet, Åsele 171 (Figur 3), fanns utmed vägen som går mellan Åsele och Häggsjömon, ca 10 km sydost om Åsele, mellan Mevikstjärnen och Kvällån. SCA Forest Products var markägare och sedan 1982 pågick ett gödslingsförsök i området. Syftet med gödslingsförsöket var att klarlägga vilka effekter gödslingsintervallet har på tillväxten, samt att klarlägga om ett intensivt gödslingsprogram framkallar brist på bor eller andra mikronäringsämnen. För att täcka in de effekter som beror av olika utgångslägen anlades försöken på tre geografiskt skilda platser; Åsele i Västerbotten, Ramsele i Ångermanland och Hagfors i Värmland. I denna studie har endast försöket i Åsele i äldre tallskog (*Pinus sylvestris*) utnyttjats.



Figur 1. Vilhelmina norra Sameby samt försöksområdets geografiska placering i Sverige



Figur 2. Försöksområdet mellan Mevikstjärnen och Kvällån (inringat) där försöket var förlagt.



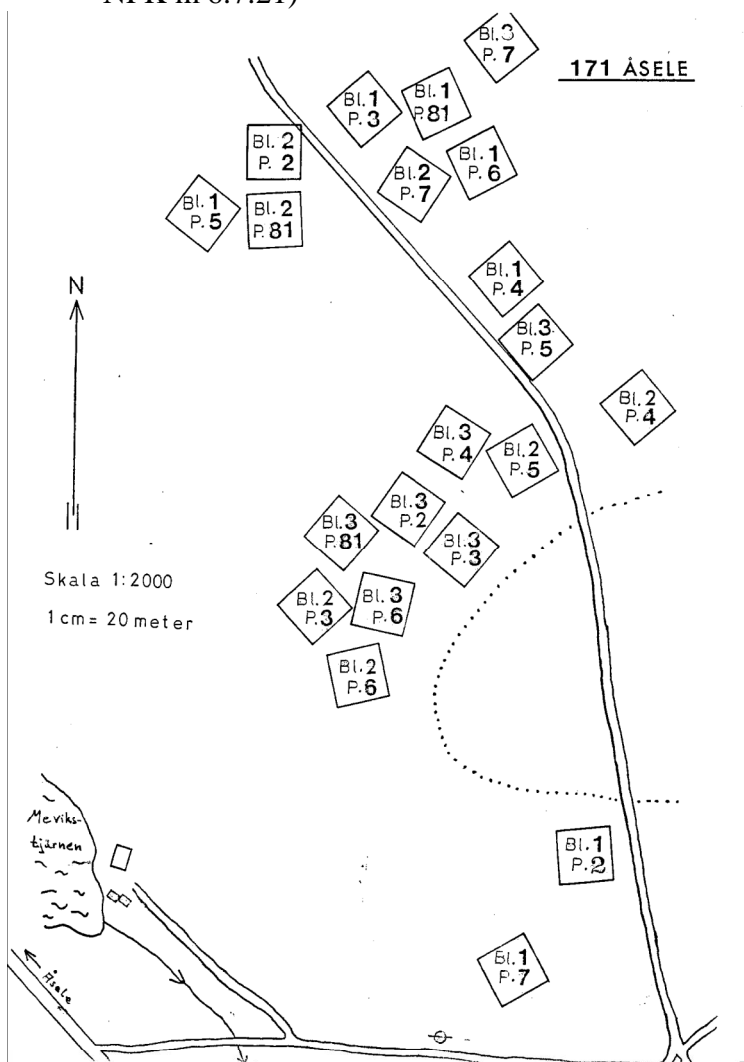
Figur 3. Beståndet Åsele 171, Mevikstjärnen i bakgrunden. Foto: författaren.

Försöket utformades som ett randomiserat blockförsök med tre upprepningar av varje behandling (Figur 4). I varje block ingick 7 försöksled, 30 x 30 m, med behandlingarna ingen gödsling/kontroll (81), gödsling vart annat år (2-4), vart fjärde år (5), vart sjätte år (6) och vart åttonde år (7) (Tabell 1). På de parceller som gödslades vart annat år fanns tre varianter på behandling: 150 kg N + mikronäringsämnen (2), 150 kg N + Bor (3) och 150 kg N (4). Övriga gödslingsbehandlingar utfördes med 150 kg N + Bor. Det kvävegödselmedel som användes var Skog-AN (34,5 % N). Bor tillfördes i form av ett gödselmedel kallat Gödselborat (14,6 % B) i en mängd motsvarande 1 kg per ha och gödslingstillfälle. Mikronäringsämnena tillfördes i en standardblandning från Supra som kompletterades med Magnesiumsulfat (10 % Mg). Den första gödslingen genomfördes den 6 juni 1982 och vid gödslingstillfället rådde uppehållsväder.

År 1990 gjordes en kompletteringsgödsling. I tidigare försök med täta omgödslingar av kväve hade det visat sig att tillväxteffekterna successivt blivit lägre och lägre. Ju tätare gödslingsintervallen hade varit desto lägre hade tillväxtökningen blivit i förhållande till den förväntade. Orsakerna till detta var okända men misstankar fanns om att det vid täta omgödslingar blev brist på andra näringsämnen. Med anledning av detta modifierades den ursprungliga gödslingsplanen och kompletteringsgödsling kom då att ske på de tre försöksled som löpte med 2-årigt omdrev enligt följande:

- 1) Ingen kompletteringsgödsling
- 2) 20 kg fosfor (P) per ha (Superfosfat P 9)

- 3) 20 kg fosfor (P) per ha + 57 kg kalium (K) per ha + mikronäringsämnen (Supra NPK m 6.7.21)



Figur 4. Skiss över försökets upplägg i beståndet Åsele 171. Bl = block, P = försöksled.

Samtliga ytor som gödslades 1990 (försöksled 2-5 samt 7) fick 150 kg N per ha i form av Bor-Skog-AN, men utan extratillförsel av magnesium. Efter senaste behandlingen 2006 hade de mest intensivt gödslade parcellerna fått en total kvävemängd motsvarande 1950 kg per ha.

Revidering av försöket har genomförts 1986, 1994 och 2002, vilket innebar att träden blev klavade, höjdmätta och årsringmätta med hjälp av borrhäklar (ingen årsringmätning genomfördes 1986). Resultat och slutsatser från försöket presenterades av Jacobson & Pettersson (2003). Under den 21-åriga försöksperioden har förutom gödsling även barrprovtagning och markprovtagningar för kemiska och markbiologiska analyser genomförts.

Tabell 1. Översikt över utförda gödslingar i försöket.

Försöksled	81	2	3	4	5	6	7
Gödslingsintervall, år							
Behandling, år	-	2	2	2	4	6	8
1 (1982)	-	150 + M	150 + B	150	150 + B	150 + B	150 + B
3 (1984)	-	150 + M	150 + B	150			
5 (1986)	-	150 + M	150 + B	150	150 + B		
7 (1988)	-	150 + M	150 + B	150		150 + B	
9 (1990)	-	150 + M*	150 + B*	150*	150 + B		150 + B
11 (1992)	-	150 + M	150 + B	150			
13 (1994)	-	150 + M	150 + B	150	150 + B	150 + B	
15 (1996)	-	150 + M	150 + B	150			
17 (1998)	-	150 + M	150 + B	150	150 + B		150 + B
19 (2000)	-	150 + M	150 + B	150		150 + B	
21 (2002)	-	150 + M	150 + B	150	150 + B		
23 (2004)	-	150 + M	150 + B	150			
25 (2006)	-	150 + M	150 + B	150	150 + B	150 + B	150 + B
Total N- mängd (kg/ha)	0	1950	1950	1950	1050	750	600

B = gödselborat (14,6% B) motsvarande 1 kg B/ha.

M = mikronäringsämnen, standardblandning från Supra kompletterat med magnesiumsulfat motsvarande 10 kg/ha.

* = kompletteringsgödsling 1990

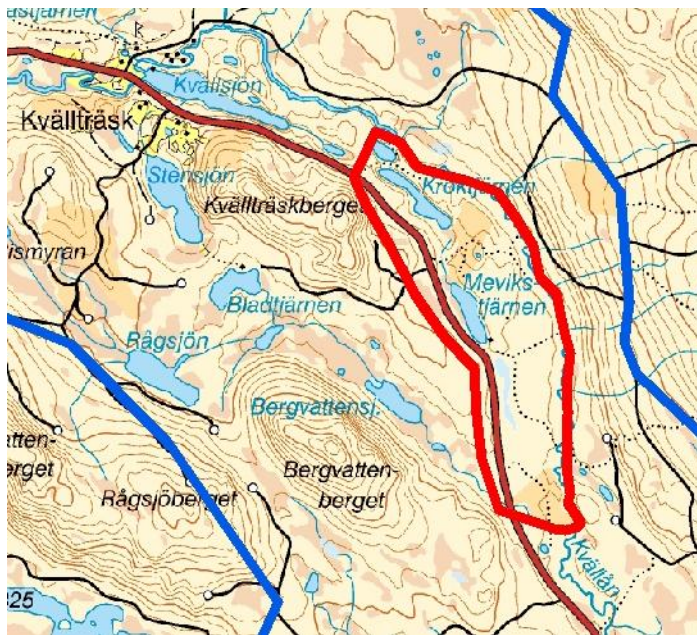
Området kring Grytbäcksmon (namnet enligt Marita Strinnerbom) bestod av sedimentmarker med texturen sand-grovsand. Det var relativt plant, bara små åsar genomskar området och den totala lutningen bedömdes därför till 0-10 %. Avsaknaden av rörligt markvatten och ett mäktigt jorddjup gör att området ur markfuktighetssynpunkt bedömdes som mycket torr. Skogstyp enligt Arnborgs skogstypsschema var torr ristyp. Markvegetationen dominerades av lavar. Beståndet hade uppkommit genom naturlig föryngring och det dominerande trädslaget var tall. Då försöket anlades var beståndet 75 år och hade ett ståndortsidex på T18 (H100). Grundytan var 14 m² per ha och stamantalet uppgick till 990 per ha. Den stående virkesvolymen 1982 var 105 m³sk per ha.

Markerna och områdena runt omkring Grytbäcksmon nyttjas av Vilhelmina norra sameby (Figur 1) för bete under förvintern och har vid upprättandet av samebyns renbruksplan klassats som nyckelområde² (Figur 5) (Sandström *et al.* 2003).

Den 23 november 2006 gjordes en rekognosering i området. Beståndet genomgicks och alla parceller identifierades och på vissa förbättrades markeringarna. I samband med besöket kunde det konstateras att inga renar ännu betat i området under hösten. Anledningarna till att området inte nyttjats under förvintern var enligt Henrik

² Nyckelområde är ett ytterst viktigt område, oftast öar inom kärnområden, dit renen naturligt drar sig. Kärnområden är viktiga områden som regelbundet används inom renskötseln.

Strinnerbom (2006) bland annat att bäckarna ej varit frusna vilket hade gjort det omöjligt för renarna att ta sig dit.



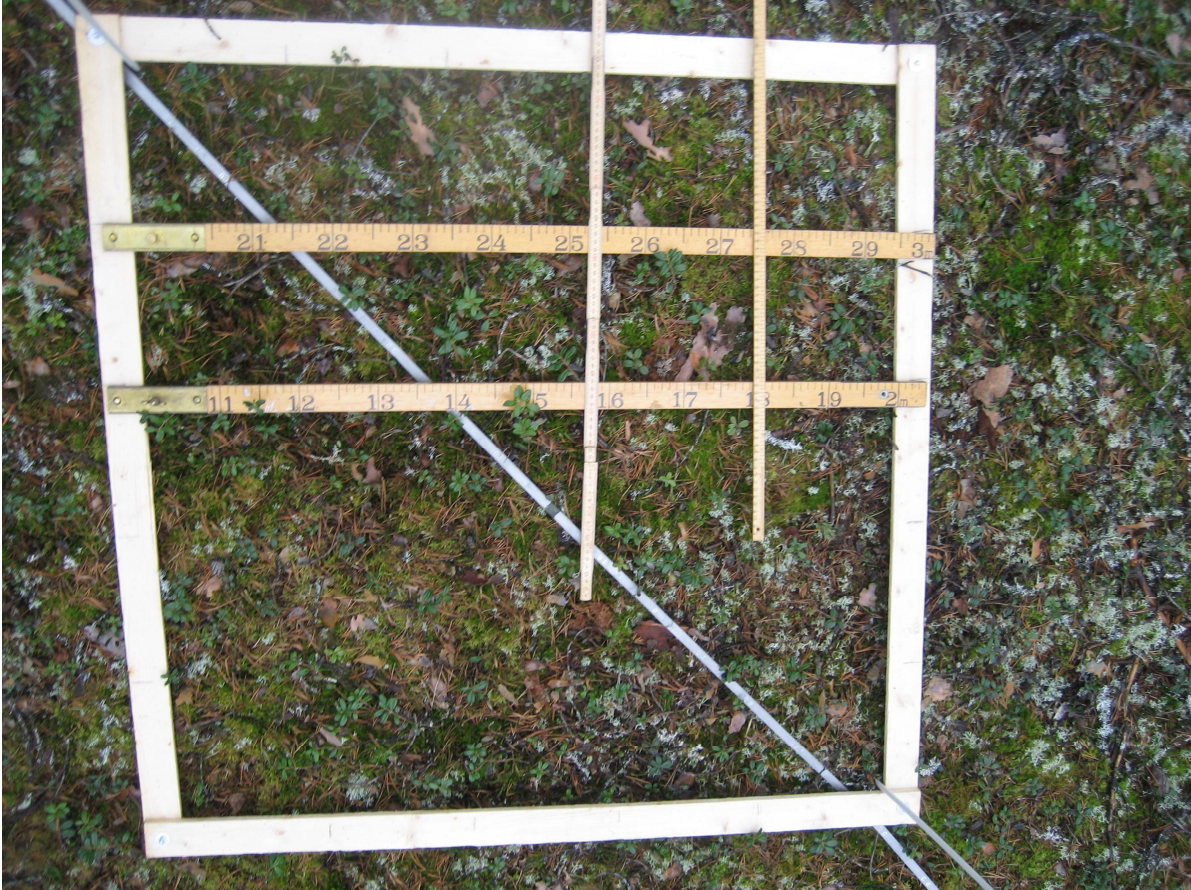
Figur 5. Nyckelområdet kring Mevikstjärnen (röda linjer) inuti det större kärnområdet (blåa linjer).

Inventeringen av fält och bottenskikt genomfördes i maj 2007. I varje nettoparcell³ gjordes först en övergripande bedömning av träd-, fält- och bottenskikt. För trädskiktet noterades antalet trädskikt och med hjälp av relaskop mättes grundytan. Vilket trädslag som var det dominerande registrerades och en subjektiv bedömning av krontäckningen gjordes. Fältskiktets totala täckningsgrad skattades och de förekommande arterna rankades utifrån förekomst där 1 betydde högst förekomst, 2 näst högst förekomst osv. För lavarna i bottenskiktet gjordes också en grov uppskattning av täckningsgraden men då genom att parcellen delades in i fyra delar som sedan bedömdes var för sig. Täckningsgraden i varje fjärdedel summerades sedan och representerade då en total täckningsgrad för lavarna i hela parcellen.

För att kunna studera gödslingens effekter på arterna i fält- och bottenskikt gjordes en noggrannare inventering. Det gick till så att nettoparcellen på 20x20 m delades in i fyra delar, nordväst (NV), nordöst (NE), sydöst (SE) och sydväst (SV). I centrum av varje fjärdedel och i mitten av nettoparcellen placerades en 1x1 m ruta i vilken bedömningar av täckningsgrader gjordes. Det betyder att det totalt gjordes fem mätningar i varje försöksled. Den 1x1 m stora rutan delades sedan i sin tur in i 25 delar (Figur 6). En bedömning av den procentuella täckningsgraden av förekommande arter i fält- och bottenskikt gjordes sedan i varje 1/25 del. Medelvärden för respektive arts täckningsgrad i varje parcell och i varje block beräknades utifrån insamlade data. För att kunna göra jämförelsen mellan gödslat och icke gödslat betraktades också de gödslade parcellerna som en helhet. Täckningsgraderna för respektive art beräknades som medelvärden av de observerade täckningsgraderna i alla parceller. Alla beräkningar gjordes med hjälp av Microsoft programmet Excel.

³ Nettoparcellen är den yta på 20x 20 m som återstår när kappan på 5 m har räknats bort från de ursprungliga försöksytan på 30x30 m.

Jämförelser mellan behandlingarnas effekter på täckningsgraderna av arter i fält- och bottenskikt utfördes som variansanalys med hjälp av statistikpaketet SAS (ANOVA, SAS Institute Inc. 1987). Vid analys av enbart gödsling i förhållande till den ogödslade kontrollen utnyttjades funktionen öcontrastö i nämnda program. Om $p < 0.05$ vid ANOVAN bedömdes skillnaderna mellan behandlingarna vara statistiskt signifikanta. Vid analysen av gödslad/ogödslad bedömdes skillnaderna mellan behandlingarna vara signifikanta om $p < 0.1$.



Figur 6. Den 1 x 1 m ruta som delades in i 25 stycken mindre rutor i vilken respektive arts täckningsgrad bedömdes. Foto: författaren.

Resultat

Trädskikt

Grundytan var lägst i kontrollen (försöksled 81), 22 m²/ha och högst i försöksled 4, 25,3 m²/ha (Tabell 2). Några statistiskt signifikanta skillnader mellan grundytan i de olika försöksleden fanns inte ($p=0,3110$). Vid jämförelsen gödslat/ogödslat var den genomsnittliga grundytan för de gödslade försöksleden 24,4 m²/ha. Detta var signifikant högre ($p=0,0660$) än den uppmätta grundytan i den ogödslade kontrollen. Alla levande träd som räknades in i grundytan var tallar (Tabell 2), gran förekom i vissa försöksled men de var för kläna för att räknas in. Det var dessa granar som utgjorde det andra trädskiktet som observerades i några block i de mest intensivt gödslade försöksleden (2-4) (Tabell 2). Det var också i de mest intensivt gödslade försöksleden, 2-4, som de flesta av de döda träden återfanns (Tabell 2). Krontäckningen var lägst i kontrollen, 43,3 %, och de högsta värdena, 73,3 % respektive 75 % noterades i försöksled 2 och 4 (Tabell 2).

Tabell 2. Uppmätt grundyta, skattad krontäckning och observerat antal trädskikt i respektive försöksled.

Försöksled	Grundyta (m ² /ha)				Antal trädskikt (st)	Krontäckning (%)
	Tall	Gran	Björk	Döda		
81	22	0	0	0	1	43,3
2	23,3	0	0	2	1,3	75
3	25	0	0	2	1,3	60
4	25,3	0	0	3	1,3	73,3
5	25	0	0	0,7	1	56,7
6	23	0	0	0,7	1	56,7
7	24,7	0	0	0	1	60

Arter i fältskiktet

Lingon

Totalt observerades sju arter i fältskiktet; lingon, blåbär, ljung, kråkbär, mjölkört, kruståtel och hallon. Täckningsgraderna för alla dessa var låga vilket gjorde att fältskiktet var väldigt glest. Den högst uppmätta täckningsgraden för en enskild art var den för lingon i kontrollytan, 5,79 % (Figur 7). Den lägsta täckningsgraden för lingon, 1,89 %, uppmättes i försöksled 3 där kväve och bor tillförts vart annat år. Lingon observerades även i övriga försöksled och täckningsgraderna varierade. Några signifikanta skillnader mellan försöksleden fanns dock inte ($p=0,0988$).

Blåbär

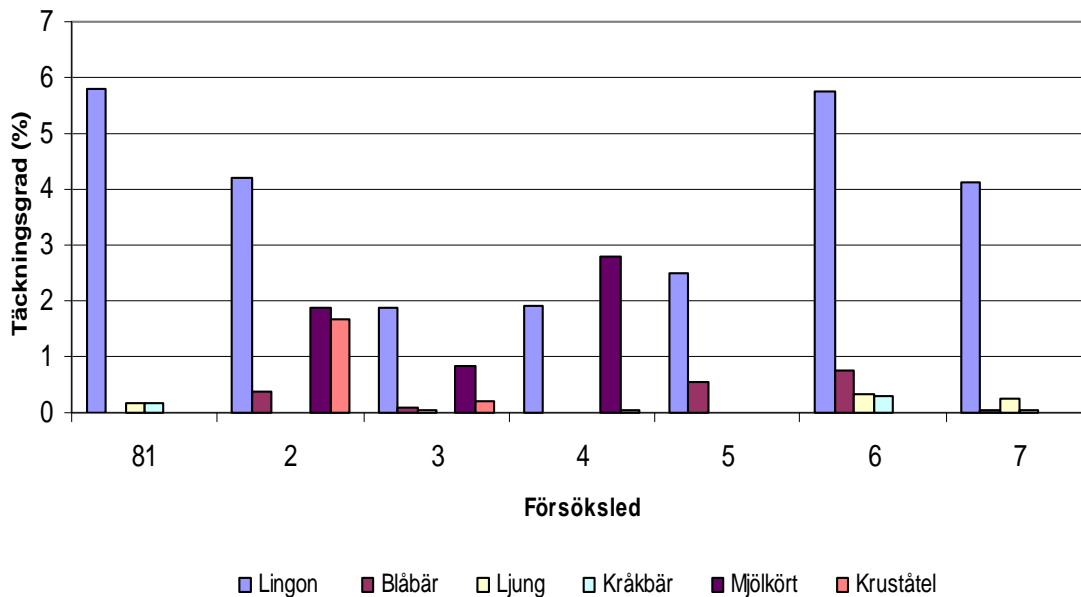
Blåbär fanns i alla ytor utom i försöksled 4 och kontrollen (Figur 7) men förekomsten var sparsam och täckningsgraderna låga. I behandling 6 noterades toppvärdet på 0,77 % och av de parceller som innehöll blåbär var det i försöksled 7 som den lägsta täckningsgraden observerades, 0,05 %. Inga statistiskt signifikanta skillnader mellan de olika försöksleden gick att påvisa ($p=0,6846$).

Ljung

Inte heller ljung förekom i någon större omfattning. Arten förekom talrikast i försöksled sex och sju, de som gödslats vart 6:e respektive vart 8:e år (Figur 7). Täckningsgraderna i dessa uppgick till 0,32 % respektive 0,27 %. I kontrollen fanns det ungefär hälften så mycket, 0,17 %, ljung som i försöksled 6. Några statistiskt signifikanta skillnader mellan de olika försöksleden gick inte att påvisa ($p=0,5524$).

Kråkbär, mjölkört och kruståtel

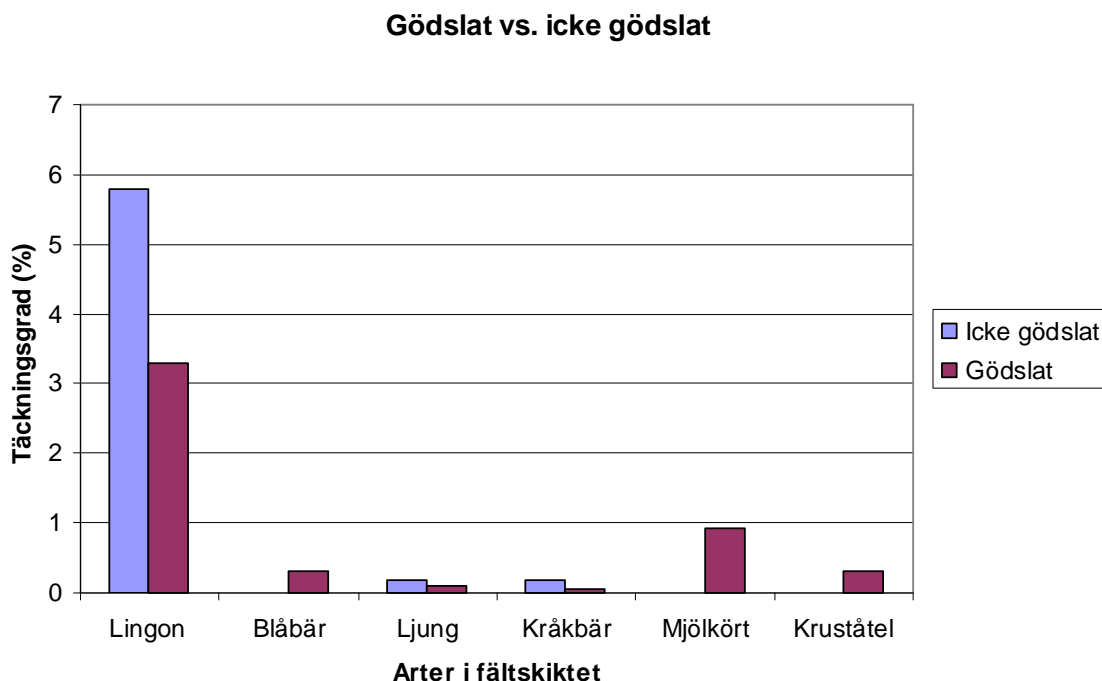
Samma mönster som för ljungen, högre täckningsgrader i kontrollen (0,17 %) och en av de mindre intensivt gödslade ytorna (försöksled 6, 0,3 %), kunde skönjas även för kråkbär (Figur 7). Inte heller för kråkbär gick det dock att statistiskt påvisa några skillnader mellan försöksleden ($p=0,6236$). Mjölkört noterades bara i de mest intensivt gödslade ytorna, 2, 3 och 4 (Figur 7). Täckningsgraderna uppgick till 1,88 %, 0,83 % och 2,79 % men det fanns inga signifikanta skillnader mellan de olika behandlingarna ($p=0,5456$). Även förekomst av kruståtel och hallon kunde registreras i de mest intensivt gödslade parcellerna men täckningsgraderna var så låga att inga statistiska skillnader mellan behandlingarna kunde konstateras.



Figur 7. Förekomst av de olika arterna i fältskiktet i respektive försöksled.

Analys av gödlat/icke gödlat i fältskiktet

Medelvärdet för lingonets täckningsgrad i de gödslade ytorna uppgick till 3,3 % (Figur 8), det var signifikant mindre ($p=0,0733$) än i kontrollen där täckningsgraden var 5,8 %. För de andra observerade arterna i fältskiktet kunde inga signifikanta skillnader påvisas då jämförelsen gjordes mellan kontrollen och gödslade ytor för respektive art. Detta trots att blåbär, kruståtel och mjölkört inte alls var närvarande i kontrollen men i de gödslade ytorna.



Figur 8. Jämförelse mellan de olika arterna i fältskiktet i gödslade och icke gödslade försöksleden.

Arter i bottenskiktet

Väggmossa

Väggmossa var den art som dominerade bottenskiktet i kontrollytorna (försöksled 81), täckningsgraden uppmättes till 92,7 %. Arten var även förekommande i alla gödslade ytor (Figur 9) och av de gödslade ytorna var det i behandling 6, där gödsling skett vart sjätte år, som väggmossan hade högst täckningsgrad, 77,2 %. I behandling 4 (gödsling vart annat år med enbart N) var täckningsgraden av väggmossa lägst, 38,9 %. Det fanns ingen signifikant skillnad mellan försöksleden ($p=0,067$).

Förna

På de gödslade ytorna utgjorde förnan en betydande del av den totala täckningsgraden i bottenskiktet och var betydligt mer utbredd där än i kontrollytorna (Figur 9). Täckningsgraden varierade ganska stort mellan alla försöksled och skillnaden mellan dem var statistiskt signifikant ($p=0,0292$). I behandling 4 utgjorde förnan mer än hälften av bottenskiktet, 60,2 %, vilket också var det högst uppmätta värdet. Förnans täckningsgrad i kontrollytorna uppgick till 2,5 %.

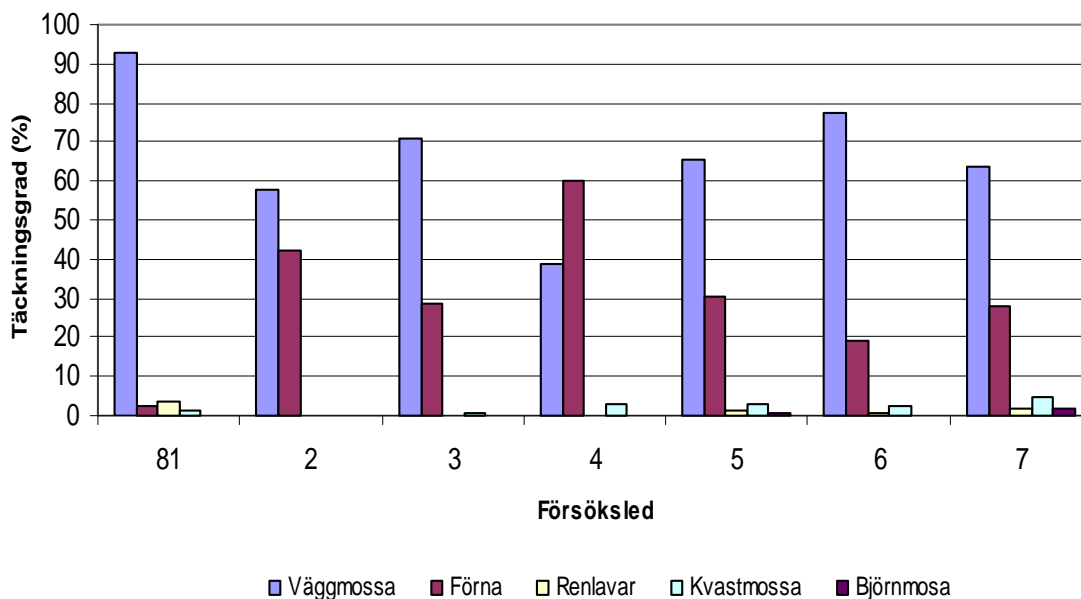
Renlavar

Täckningsgraden för renlavar uppmättes till 3,3 % i kontrollytorna vilket också var det högsta observerade värdet (Figur 9). Utav alla gödslade ytor var det i försöksled 7 där gödslingen varit minst intensiv som täckningsgraden var störst, 1,7 %. Av de ytor som fått gödsel vart annat år (försöksled 2, 3 och 4) var det endast i försöksled 4 som renlavar upptäcktes men utgjorde då endast 0,02 % av bottenskiktet. Även om förekomsten av

renlavar var liten på kontrollytorna och lavar förekom i 4 av de 6 gödslade ytorna (Figur 9) var skillnaderna ändå signifikanta ($p=0,0008$) mellan försöksleden.

Kvast- och björnmossa

Kvastmossa var den art som näst efter väggmossan var vanligast i bottenskiktet och observerades i alla försöksled (Figur 9). Täckningsgraden varierade mellan 0,3-4,7 % och förekomsten var därmed jämförbar med täckningsgraden för renlav i kontrollerna. Några signifikanta skillnader mellan försöksleden fanns det dock inte. Björnmossan förekom också i alla försöksled (Figur 9) om än väldigt sparsamt. Den högsta uppmätta täckningsgraden, 1,7 %, fanns i försöksled 7. I resterande försöksled utgjorde björnmossan endast sporadiska inslag. Inget tydligt mönster gick att urskilja och därför fanns heller inga signifikanta skillnader mellan de olika försöksleden.

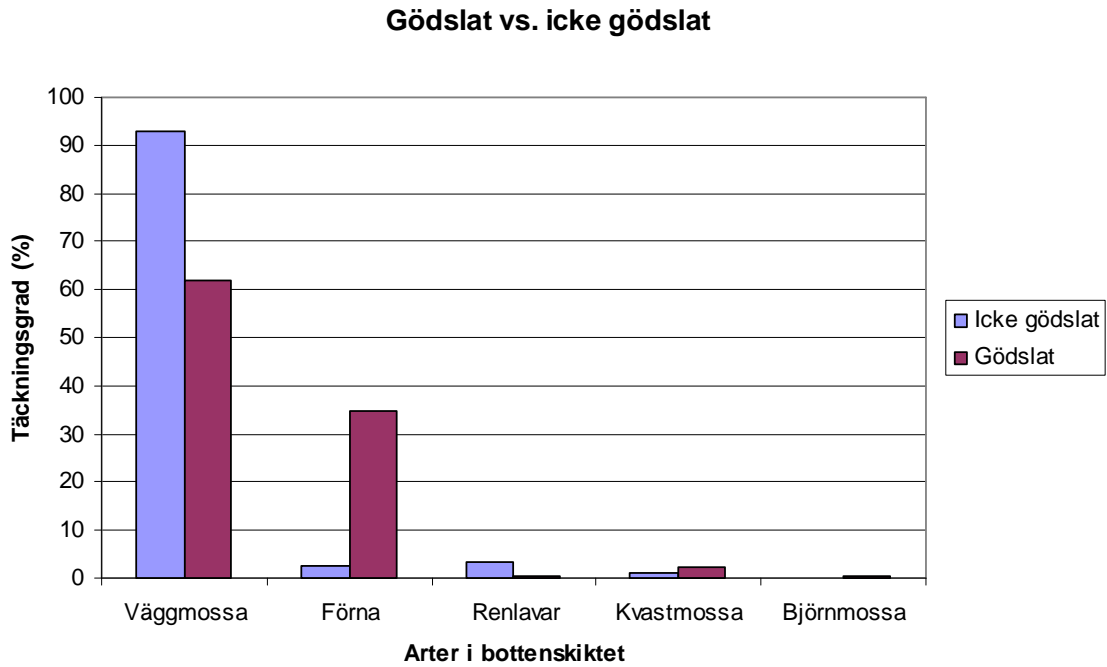


Figur 9. Förekomst av de olika arterna i respektive försöksled.

Analys av gödlat/icke gödlat i bottenskiktet

Väggmossa var vanligt förekommande i både de gödslade och de ogödslade försöksleden (kontrollerna) (Figur 10). I kontrollen uppgick täckningsgraden till 92,7 % och den genomsnittliga täckningsgraden för alla gödslade försöksled beräknades till 61,9 %. Förekomsten av väggmossa var signifikant högre i det ogödslade försöksledet ($p=0,0185$). När de gödslade försöksleden betraktades som en helhet var det förnan som utgjorde den näst största komponenten i bottenskiktet (Figur 10), täckningsgraden uppmättes då till 34,8 %. I den ogödslade kontrollen var det 2,5 % av bottenskiktet som täcktes av förna vilket var signifikant lägre än i de gödslade ($p=0,0085$). Renlavarnas täckningsgrad utgjorde 3,3 % av bottenskiktet i det ogödslade försöksledet men var ändå den näst största komponenten (Figur 10). Förekomsten var också signifikant högre i det ogödslade försöksledet än i de gödslade försöksleden ($p<0,0001$) där täckningsgraden för renlav endast uppgick till 0,55 %. I den ogödslade kontrollen hade kvastmossan den lägsta andelen av bottenskiktets täckningsgrad, 1,2 %. I de gödslade ytorna var täckningsgraden 2,2 % men några statistiskt signifikanta skillnader mellan de gödslade

och ogödslade försöksleden fanns inte. Inte heller för björnmossan gick det att hitta några statistiskt signifikanta skillnader mellan de uppmätta täckningsgraderna i de ogödslade (0,03 %) och de gödslade (0,4 %) försöksleden.



Figur 10. Jämförelse för de olika arterna i bottenskiktet mellan gödslade och icke gödslade parceller.



Figur 11. Övre: vy in i försöksled 4 block 1, undre: vy ut från försöksled 4 block 1. Foto: författaren.

Diskussion

Trädsiktet

Beståndet Åsele 171 var 100 år gammalt och hade börjat sluta sig. Det fanns inga signifikanta skillnader i grundyta mellan de ogödslade och gödslade försöksleden men när ogödslat jämfördes med gödslat var grundytan signifikant högre i de gödslade. Även om det inte gick att påvisa statistiskt signifikanta skillnader mellan de olika försöksleden vad gäller trädsiktets egenskaper så kan Figur 11 illustrera att förhållandena för arterna i fält- och bottenskikt ändå skiljer sig åt mellan de mest intensivt gödslade försöksleden och kontrollen.

Den uppmätta grundytan i kontrollen/försöksled 81 ($22 \text{ m}^2/\text{ha}$) och de något högre grundytorna ($23\text{--}25,3 \text{ m}^2/\text{ha}$) i de gödslade försöksleden indikerade att en gallring skulle ha gjorts för länge sedan eftersom förekomsten av döda träd var så pass stor. Träden hade börjat självgallras på grund av att det var för tätt. Åldern gör det till och med aktuellt att slutavverka beståndet. Den uppmätta krontäckningen var också så pass hög i både de ogödslade och gödslade försöksleden att beståndet kunde betraktas som fullslutet. Trädbeståndet har alltså tagit över och dominerar över arterna fält- och bottenskikt. Den höga slutenheten försämrar ljus- och vattentillgång för arter i fält- och bottenskikt som också riskerar att övertäckas då förnafallet blir större.

Arter i fältsiktet

Lingon var den art som var vanligast förekommande i fältsiktet i området och den fanns i betydligt större omfattning i kontrollytorna än i de gödslade ytorna. Den negativa inverkan som gödslingen hade på lingon syntes tydligt då det i princip inte fanns något fältsikt i de gödslade ytorna över huvudtaget. Forskning kan inte ge några entydiga svar på vilken påverkan gödsling har på lingon. Gerhardt & Kellner (1986) rapporterar om minskningar av ris/dvärgbuskar efter gödsling och att just lingon visar en tydligare minskning än blåbär. Määkipää (1994) ser också en minskning av lingon då gödslingen gjorts i skogar av blåbärstyp men på de torrare, svagare markerna har däremot lingon gynnats av det tillförda kvävet. På liknande marker gör Eriksson & Raunistola (1993) sina försök och de konstaterar att det är svårt att se några tydliga mönster. Generellt ökar lingonens biomassa efter de två gödslingarna men toppvärden observeras också vid samma tidpunkter även i kontrollerna. Täckningsgraderna verkar däremot inte påverkas i samma utsträckning men det kan bero på att utgångsvärdena är så låga att det är svårt att få några säkra resultat menar forskarna (Eriksson & Raunistola 1993). En ökning av lingon som är mätbar noterar Persson (1981) efter gödsling men även efter enbart bevattning gynnas lingon. Den totala ökningen av fältsiktets täckningsgrad tillskriver därför Persson (1981) lingon. Vid ett annat försök syns ingen tydlig respons på vare sig kväve- eller magnesiumgödsling utan förekomsten av lingon är i princip opåverkad (Skrindo & Økland 2002).

Blåbär förekom inte alls i kontrollytan och en av de gödslade försöksleden (4) men kunde noteras i de resterande av de gödslade försöksleden, om än i väldigt låga täckningsgrader. Något tydligt mönster kunde därför inte urskiljas och inte heller några signifikanta skillnader. Både Määkipää (1994) och Gerhardt & Kellner (1986) observerar en minskning av blåbärets förekomst efter utförd kvävegödsling. När fosfor har tillförts har däremot blåbäret visat sig öka (Skrindo & Økland 2002).

Inte heller för ljung kunde några tydliga mönster eller signifikanta skillnader påvisas. Arten noterades i alla försöksled utom i försöksled 2, den mest intensivt gödslade, och de största förekomsterna fanns i kontrollen och försöksled 6 och 7, de minst intensivt gödslade. Det tvetydiga resultatet kan stödjas av tidigare utförd forskning som visserligen kan påvisa tydliga mönster men det verkar som om ljung både kan gynnas och missgynnas av gödsling.

Eriksson & Raunistola (1991) observerar en markant ökning i förekomsten av ljung efter gödsling men bara efter några år efter omgödslingen har värdena återgått till de ursprungliga. Eriksson & Raunistola menar att ökningen i både biomassa och täckningsgrad till stor del beror på ökad skottlängd och ökad förgrening och att ljung är en art som har låga krav och därför reagerar positivt på förbättringen i näringstillgång som en gödsling innebär. Den minskning av ljung som de däremot observerar i kontrolytorna förklarar de med att ljungsamhällens livscykel kan delas in i olika skeden och att ljungen, i deras fall i kontrollen, befinner sig i degenereringsfasen och därför minskar. I de ytor som gödslats är ljungen däremot i den mogna fasen då biomassan är som störst då det i den tidigare fasen har skett en stor tillväxt.

En ökning i förekomsten av ljung noterar också Skrindo & Økland (2002) efter det att fosfor tillförts. I motsats till Eriksson & Raunistola (1991) och Skrindo & Økland (2002) kan två andra undersökningar visa på att ljung minskar som en följd av gödsling (Persson 1981; Mäkipää 1994). Mäkipää (1994) tror att minskningen beror på att ljungen är väldigt känslig för tillförsel av kväve men att även den minskade ljustillgången på grund av trädens utvidgade grenverk kan ha betydelse. En annan förklaring är att ljungen konkurreras ut av andra arter, Persson (1981) rapporterar att ljung helt och hållet ersatts av mjölkört i fältskiktet. Samma mönster observerades i mina resultat, mjölkört förekom endast i de mest intensivt gödslade försöksleden (2, 3 och 4) där ljungen hade sina lägsta täckningsgrader. En annan art som gjort inträde på bekostnad av ljungen var kruståtel, den förekom också bara i försöksleden 2, 3 och 4. Gräs, och då framför allt kruståtel, ökar kraftigt efter gödsling enligt Gerhart & Kellner (1986) och de menar att det är helt i enlighet med tidigare utförd forskning.

Arter i bottenskiktet

I kontrolytorna fanns det betydligt mer väggmossa än i de gödslade försöksleden, att gödslingen hade en negativ inverkan på förekomsten av väggmossa i bottenskiktet syntes tydligt (Figur 13). De två andra mossorna, kvastmossa och björnmossa förekom endast i liten omfattning och för dem kunde inga tydliga mönster urskiljas. Vad gäller resultatet för väggmossa kan det i alla fall konstateras att den observerade minskningen överensstämde med tidigare utförd forskning.

Många undersökningar har gjorts för att utröna vilka effekter skogsgödsling har på mossor/bryofyter och de flesta av skogsmossorna minskar som en följd av gödsling (Gerhardt & Kellner 1986). Mäkipää (1994) konstaterar att i hennes kontrolytor består markvegetationens biomassa till mer än hälften av arter i bottenskiktet (mossor och lavar). I de gödslade ytorna minskar markvegetationens biomassa drastiskt och övergår till att främst bestå av dvärgbuskar/ris och gräs och örter. Skrindo & Økland (2002) observerar också att ett flertal mossor minskar i kvantitet med ökad gödselgiva (N).

Persson (1981) redovisar resultat i enlighet med Mäkipää (1994) och Skrindo & Økland (2002) och menar att minskningen av bottenskiktets täckningsgrad efter gödsling huvudsakligen beror på att mossor, i det fallet väggmossa, har reducerats kraftigt. I den del av Perssons (1981) försök där gödsling kombineras med konstbevattning har däremot förekomsten av väggmossa och nickmossa (*Pohlia nutans*) ökat. Detta tror han beror på att dessa arter får möjlighet att etablera sig i de luckor som uppstår när lavarna minskar.

Det kanske mest intressanta för rennäringen är hur renlavarna reagerar på skogsgödsling. Resultatet visade tydligt att gödslingen påverkade renlavarna negativt, för även om förekomsten av renlavar var liten i kontrollen, 3,3 %, så var den betydligt större än vad som fanns i de gödslade ytorna (Figur 13). Täckningsgraden för renlavar får anses vara väldigt låg om jämförelser görs med Sulkava och Helle (1975) som uppmätt täckningsgrader på 35 % resp. 45 % i betade respektive obetade ytor. En möjlig förklaring till att renlavararna var så sparsamt förekommande även i kontrollen är att trädbeståndet har blivit så pass gammalt att det slutit sig. Den uppmätta grundytan och den uppskattade krontäckningen indikerar att ljustillgången blivit otillräcklig för lavarna även i kontrollen. Om jämförelsen mellan täckningsgraden i utgångsläget och i dagsläget varit möjlig att göra hade det med stor sannolikhet visat att renlavarna minskat även i kontrollen. En annan bidragande orsak till renlavarnas låga täckningsgrad skulle också kunna vara att området kring Mevikstjärnen använts för ofta av samebyn. Lavmattan skulle då ha betats för hårt och aldrig hunnit återhämta sig innan renarna betat i området igen.

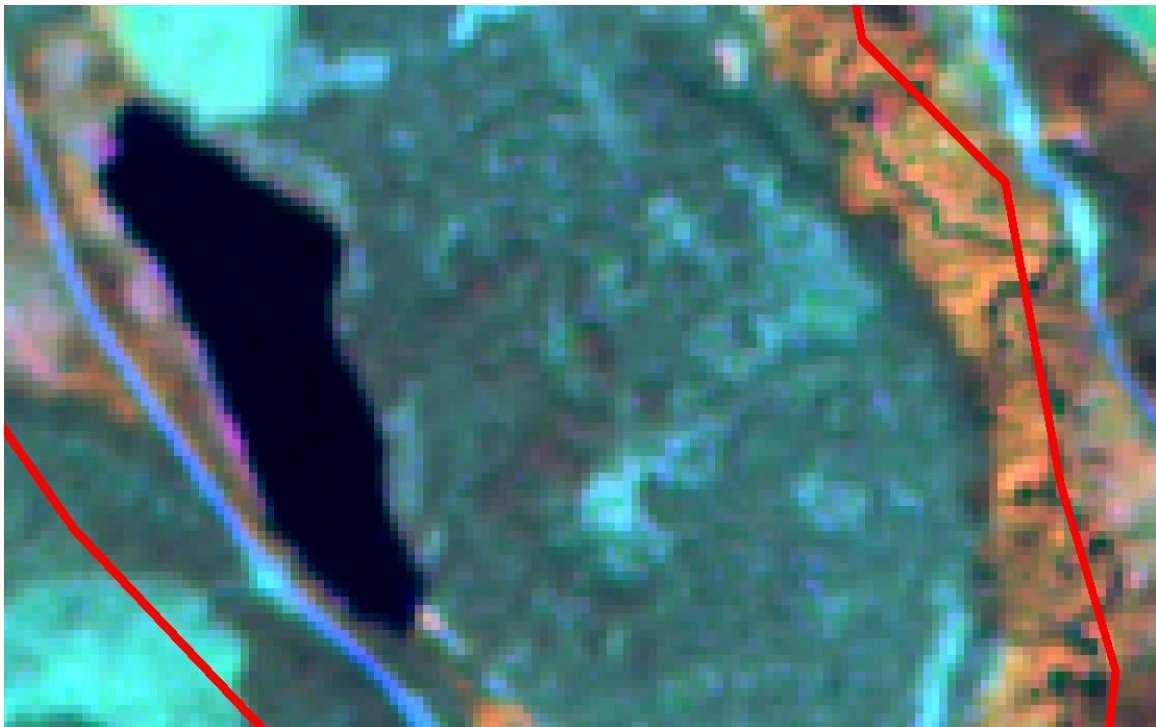
Resultatet i den här studien, att renlavarna minskade efter gödsling observerar också Eriksson & Raunistola (1991) i studien där två olika gödselmedel, Skog-AN och urea, testas. Lavarna minskar både i täckningsgrad och i mängd och den största minskningen observerar de efter gödsling med urea. Persson (1981) redovisar också negativa förändringar för lavarna efter gödsling men den mest drastiska förändringen observerar han efter gödsling och konstbevattning där bottenskiktet går från att uteslutande bestå av lavar till att sedan domineras av bryofyter/mossor. Uppfattningen att skogsgödsling inte gynnar lavförekomsten stärks av fler studier (t.ex. Mäkipää 1994, Skrindo & Økland 2002). Ett undantag är undersökningen gjord av Gerhardt & Kellner (1986), de observerar raka motsatsen, det vill säga att två olika arter av renlavar ökar efter en normal gödselgiva. En möjlig förklaring anser de kunna vara att observationerna gjorts mer än 10 år efter genomförd gödsling och lavarna därmed skulle ha kunnat återkolonisera området. Vid större gödselgivor och upprepade gödslingar kommer de fram till samma resultat som andra forskare och resultaten i denna studie, att lavarna reagerar negativt på gödslingen.

Bottenskiktet förändrades genom att mycket barr rasade ner från träden och förnan ökade och kom därför att dominera bottenskiktet i de gödslade ytorna (Figur 13). Lavar och mossor har sannolikt täckts över av förnan och aldrig återhämtat sig utan istället sakta men säkert minskat till dagslägets låga nivå. Efter utförd gödsling ökar trädens barrbiomassa (Binkely 1986 citerad ur Mäkipää 1994, Valinger 1993) vilket leder till att ljustillgången minskar då träden breder ut sina kronor (Gerhardt & Kellner 1986). Överskuggningen minskar inte bara ljustillgången utan också den mängd nederbörd som når bottenskiktet. Då lavar och mossor är ektohydriska⁴ är de väldigt beroende av

⁴ Ektohydrisk = absorberar vatten och näringsämnen från nederbörd, fuktig luft och marktranspiration.

mikroklimatet (temperatur, luftfuktighet etc.) och därför är överskuggning en av anledningarna till att de minskar efter gödsling (Persson 1981; Eriksson & Raunistola 1993; Määkipää 1994; Skrindo & Økland 2002).

Skrindo & Økland (2002) menar också att ektohydriska arter är extra känsliga för koncentrerade gödselmedel, även om dessa tillförs i pelletsform. Ett stort utbud av mineralnäring som en engångsgödsling innebär resulterar i överflödigt upptag som leder till förgiftning. Förgiftning skulle då vara en direkt effekt av gödsling och komma till uttryck genom att mossor och lavar missgynnas.



Figur 12. Satellitbild över försöksområdet, blågrönt indikerar lavförekomst och de mörkare fläckarna i mitten ytor utan lav (röda linjer = kärnområdets yttergränser). Satellit: SPOT 5, www.spotimage.fr.

Den ökade barrbiomassan gör också att förnafallet är större (Miller *et al.* 1976 citerad ur Määkipää 1994) och mossor och lavar riskerar att övertäckas. Den efter gödslingen näringsrikare förnan gör dessutom att gödslingseffekten förlängs (Gerhardt & Kellner 1986). En annan viktig förklaring till att lavarna och mossorna i bottenskitet minskar är den förändrade konkurrenssituation som uppstår efter gödsling (Eriksson & Raunistola 1993). Den ökade tillgången på N gynnar de arter med större behov av just det näringsämnet, t.ex. kruståtel. Tillväxten för sådana arter ökar och dessa kan då konkurrera ut arter som inte har samma behov av N (Gerhardt & Kellner 1986). De indirekta negativa effekterna av gödsling på lavarna är alltså trädens ökade barrbiomassa som minskar ljus- och vattentillgång samt bidrar till ett större förnafall och den förändrade konkurrenssituation som uppstår då de arter med större N-behov gynnas,

En intressant sak att tillägga är att vid närmare studier av satellitbilder kunde Sandström (muntl. 2007) identifiera de gödslade ytorna i det annars lavrika området som

Grytbäcksmon är (Figur 12). Upplösningen för den aktuella satellitbilden var på 10x10 m vilket gjorde att de enskilda parcellerna kunde identifieras. Det innebär att en förändring i fält- och bottenskiktets sammansättning som i det här fallet är till rennäringens förfall till och med kan identifieras från satellitbilder. Detta skulle kunna utnyttjas för att på ett lättare och effektivare sätt spåra ändringar i de för rennäringen allra viktigaste betesmarkerna. Om satellitbilden visar att sammansättningen i fält- och bottenskiktet förändrats kan ett kompletterande fältbesök sannolikt bekräfta det som syns i satellitbilden. De observerade förändringarna av bottenskiktets sammansättning, det vill säga att renlavarna minskat och att bottenskiktet istället dominerats av förna är negativa för renen. Marklavarna utgör en väldigt stor del av dieten för renen under vintern (Warenberg *et al.* 1997, citerad i Thun 2005) och området kring Mevikstjärnen är klassat som nyckelområde just av den anledningen, att renlavar har varit vanligt förekommande. Mossor är inte så viktiga ur näringssynpunkt och minskningen som observerats här har därför ingen större betydelse. Däremot kan minskningen av lingon i fältskiktet spela en viktigare roll. Ett skyddande fältskikt kan förhindra flenbildning och därmed göra renlavarna tillgängliga under annars besvärliga väderförhållanden (Thun 2005).

Slutsatser

Den för renen så viktiga renlaven verkar vara den art som påverkas mest av intensiv gödsling i slutet äldre tallskog med låg täckningsgrad av renlav. Även om minskningen i täckningsgrad i studien är från en redan låg nivå, är den tydlig. Även lingon verkar missgynnas av intensiv gödsling och även om den inte har någon direkt näringsmässig betydelse för renen så spelar den roll. Ett tillräckligt kraftigt fältskikt med ris och dvärgbuskar kan nämligen förhindra flenbildning. Det betyder att lavarna kan vara tillgängliga vid sådan väderlek då det utan den skyddande vegetationen normalt bildas isskikt i snön som gör lavarna oåtkomliga. Intensiv gödsling är därför inte att rekommendera i områden som klassats som nyckelområden av rennäringen. Det bör också noteras att en normal succession medför att renlavars täckningsgrad minskar när ett trädbestånd blir gammalt och sluter sig. I det aktuella beståndet kanske gallring är den viktigaste åtgärden för att öka ljustillgången, reducera mängden barrförna och förbättra renlavens växtmiljö.



Figur 13. Övre bild: bottenskikt i försöksled 81 (kontroll), nedre: bottenskikt i försöksled 4. Foto: författaren.

Referenser

Andersson, B., Andersson, M. & Wahlberg, P.-A. 1974. Kvävegödsling på lavmarker- ett enskilt arbete i ämnet skogsproduktion. Statens skogsmästarskola, Skinnskatteberg, Rapport 1974 nr.3.

Arnström, P. 1975. Effekter av kalavverkning på renbetesmark - några fältförsök. Meddelande Västbiologiska institutionen, Uppsala, 1975:5.

Bäck, L., Hedblom, M., Josefsson, M. & Rydén, A. 1992. Rennäringen i konflikt och samverkan. En geografisk markanvändnings- och simuleringsstudie. Forskningsrapport från kulturgeografiska institutionen Uppsala universitet nr. 104.

Danell, K., Utsi, P. M., Palo, R. T. & Eriksson, O. 1994. Food plant selection by reindeer during winter in relation to plant quality. *Ecography* 17, s. 153-158. Copenhagen 1994.

Edelstam, C. 1959. Renens biologi. Särtryck ur Svensk Naturvetenskap, s. 374-382.

Engsås, J. 1975. Skogsbruk och/eller renskötsel, en konflikt mellan två former av skogsutnyttjande. Information från skogshögskolan. 1975(5). Stencil.

Eriksson, O. 1972. Skogkalhyggenas inverkan på renarnas vinterbete. *Inst. Of Ecol. Botany, Univ. of Uppsala*, 24 s.

Eriksson, O. 1975. Sylvicultural practices and reindeer grazing in northern Sweden. *Biological papers of the university of Alaska, special report nr. 1*, s. 108-121.

Eriksson, O. 1976. Snöförhållandenas inverkan på renbetning. Meddelande Västbiologiska institutionen, Uppsala, 1976:2.

Eriksson, O., Palo, T. & Söderström, L. 1981. Renbetning vintertid. Undersökning rörande svensk tamrens näringsekologi under snöperioden. Svenska Västgeografiska sällskapet, Uppsala.

Eriksson, O. & Raunistola, T. 1990. Impact of soil scarification on reindeer pastures. *Rangifer, Special Issue No. 3*.

Eriksson, O. & Raunistola, T. 1993. Impact of forest fertilizers on winter pastures of semi-domesticated reindeer. *Rangifer* 13(4), s. 203-214.

Gerhart, K. & Kellner, O. 1986. Effects of N fertilizers on the field- and bottomlayer species in some Swedish coniferous forests. Meddelande från västbiologiska institutionen, Uppsala, 1986:1.

Gustavsson, K. 1989. Rennäringen- en presentation för skogsfolk. Skogsstyrelsen, Jönköping.

Hanson, W. C., Whicker, F. W. & Lipscomb, J. F. 1975. Lichen forage ingestion rates of free-roaming caribou estimated with fallout cesium-137. Biological papers of the university of Alaska, special report nr. 1, s. 71-79.

Helle, T. 1984. Foraging behaviour of the semi-domestic reindeer (*Rangifer tarandus*) in relation to snow in Finnish Lapland. Rep. Kevo subarctic res. Stat. 19.

Helle, T., Aspi, J. & Kilpelä, S.-S. 1990. The effects of stand characteristics on reindeer lichens and range use by semi-domesticated reindeer. *Rangifer Special Issue No. 3* 1990, s. 107-114.

Högbom, L. & Jacobsson, S. 2002. Kväve 2002- en konsekvensbeskrivning av skogsgödsling i Sverige. Skogforsk- redogörelse nr.6.

Jacobson, S. & Pettersson, F. 2003. Resultat från Skogforsk nr. 23.

Jacobson, S. 2005. Skogsgödsling - en handledning från Skogforsk. Skogforsk.

Kardell, L. & Eriksson, L. 1992. Contortatall och renbete - studier inom Malå skogssamebys marker. Rapport Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig landskapsvård, nr. 51.

Kumpula, J. 2001. Winter grazing of reindeer in woodland lichen pasture, effect of lichen availability on the condition of reindeer. *Small Ruminant Research* 39, s. 121-130.

Länsstyrelsen Norrbottens län, 1986. Översiktsplanering Norrbottens län. Fjällrenskötsel, skogsrenskötsel, koncessionsrenskötsel. Inventering och utveckling 1972-1985. Rapportserie nr. 1986:9.

Mäkipää, R. 1994. Effects of N-fertilization on the humus layer and ground vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. *Silva Fennica* 28(2), s. 81-94.

Nordkvist, M. 1966. Renkroppens byggnad och funktion. Ekonomisk renskötsel. LT's förlag.

Nordkvist, M. 1982. Skogsgödslingens inverkan på renen och renbetesväxterna ó ammoniumnitratets giftighet för renar. Meddelanden Lantbruksstyrelsen, Den moderna skogsvårdens inverkan på renskötseln, 1984:2.

Oscarsson, L. & Håkansson, P. 1993. Om förhållandet mellan lavar, rennäring och skogsbruk i Härjedalen. SLU Norra Skogsinstitutet, examensarbeten 93/94 Nr. 22.

Palmér, C-H. 1988. Skogsgödsling: Fastmarksgödslingens biologi, ekonomi och miljöeffekter. Institutet för skogsförbättring.

Persson, H. 1981. The effect of fertilization and irrigation on vegetation dynamics of a pineheath ecosystem. *Vegetatio* 46, s. 181-192.

Roturier, S. 2007. Integrating Artificial Dispersal of Reindeer Lichen in Forest Regeneration Procedures. Licentiate Dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Ecology and Management, Report 2.

Sandström, P., Granqvist Pahlén, T., Edenius, L., Tømmervik, H., Hagner, O., Hemberg, L., Olsson, H., Baer, K., Stenlund, T., Brandt, L.G., Egberth, M. 2003. Conflict Resolution by Participatory Management: Remote Sensing and GIS as Tools for Communicating Land-use Needs for Reindeer Herding in Northern Sweden. *Ambio*, Vol. 32, nr. 8, s. 557-567.

SAS Institute Inc. 1987. SAS/STAT™. Guide for personal computers. Version 6. Edition. Cary, NC:SAS Institute Inc.

Skogland, T. 1975. Range use and food selectivity by wild reindeer in southern Norway. *Biological papers of the university of Alaska, special report nr. 1*, s. 342-354.

Skrindo, A. & Økland, R.H. 2002. Effects of fertilization on understory vegetation in a norwegian *Pinus sylvestris* forest. *Applied vegetation science* nr. 5, s. 167-172.

Skuncke, F. 1958. Renbeten och dess graderingar. *Meddelande Lappväsendet-Renforskningen*, 1958:4.

Skuncke, F. 1963. Renlavarna, marklavarna och skogsbruket. *Meddelande Lappväsendet-Renforskningen* nr. 8. Särtryck ur Norrlands skogsvårdsförbunds tidskrift, häfte 2.

Steen, E. 1966. Renbetet. Ekonomisk renskötsel. LT's förlag.

Sulkava, S. & Helle, T. 1975. Range ecology of domesticated reindeer in the finnish coniferous forest area. *Biological papers of the university of Alaska, special report nr. 1*, s. 308-315.

Söderström, L. 1981. Skogsgödslingens inverkan på renens betesval, I Renbetning vintertid. *Växtekologiska studier* 13, Uppsala. s. 61-84.

Thun, A-K. 2005. Klassning av renbete med hjälp av ståndortsboniteringens vegetationstypsindelning. Examensarbete 2005-14, Institutionen för skogsskötsel, Sveriges lantbruksuniversitet.

Tyler, N. J. C. & Blix, A. S. 1990. Survival strategies in arctic ungulates. *Rangifer, Special Issue No. 3*.

Vagts, I. & Kinder, M. 1999. The response of different *Cladonia* species after treatment with fertilizer or lime in heathland. *Lichenologist* 31(1), s. 75-83.

Valinger, E. 1993. Effects of thinning and nitrogen fertilization on growth of Scots pine trees: total annual biomass increment, needle efficiency, and aboveground allocation of biomass increment. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, s. 1639-1644.

Åhman, G. & Åhman, B. 1984. Skogsgödslingens inverkan på nitrat- och råproteininnehåll i några viktiga renbetesväxter. Rangifer 4(1), s. 43-53.

Övriga referenser

Svenska FSC-rådet. 1996. Svensk FSC-standard för certifiering av skogsbruk. Andra upplagan februari 2000. Forest Stewardship Council A.C.

Internet referenser

Naturvårdsverket. 2006. www.naturvardsverket.se 2006-11-27.

SPOT 5. 2007. www.spotimage.fr. 2007-11-29.

Muntlig kommunikation

Sandström, P. 2006. Institutionen för skoglig resurshushållning. Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå. Information via möte, telefon och e-post.

Strinnerbom, H. 2006. Vilhelmina norra Sameby. Information via telefon.

Strinnerbom, M. 2006. Vilhelmina norra Sameby. Information via telefon.

TIDIGARE UTGIVNA NUMMER

- 2007:1 Författare: Sören Möller Pedersen.
Model of individual tree mortality for trembling aspen, lodgepole pine, hybrid spruce and subalpine fir in northwestern British Columbia.
- 2007:2 Författare: Richard Dermer.
Picea mariana ((P. Mill.) B.P.S), *P. abies* (L.), *Pinus contorta* (Dougl.) och *P. sylvestris* (L.). – En jämförelse av produktion och potentiell kvalitet hos försöksbestånd i Jämtlands län.
- 2007:3 Författare: Johan Oskarsson och Martin Busk.
Rätten till Norrland – nutida strider, historisk arena.
- 2007:4 Författare: Malin Svensson.
Vattenkvalitén i Fredstorpsbäcken – dikad bäck på fastigheten Rämningstorp i Skara kommun.
- 2007:5 Författare: Maija Kovanen.
Growth responses in Swedish boreal coniferous forests after addition of nitrogen as sewage sludge pellets.
- 2007:6 Författare: Jonas Kling
Att återställa en naturlig ordning. Skogshistoria och restaureringsbränning i Långsidbergets naturreservat
- 2007:7 Författare: Thomas Tjernell
Vindfällning, tillväxt och plantuppslag i en 13-årig granskärm i Medelpad
- 2007:8 Författare: Sofia Grape
Inverkan av nederbörd, temperatur och frost på årsringens egenskaper hos boreal tall (*Pinus sylvestris* L.)
- 2007:9 Författare: Christian Folkesson
Marktillstånd och potentiell borbrist på åkermark planterad med gran i Västerbottens län
- 2007:10 Författare: Johan Persson
Föryngringsresultat och beräknad virkesproduktion i naturligt föryngrade tallbestånd i Västerbotten under mitten av 1990-talet
- 2007:11 Författare: Elisabeth Lindström
Vad påverkar skogsägarnas naturhänsyn vid föryngringsavverkning i region Mellannorrland?
- 2007:12 Författare: Björn Erhagen
Löslighet och metylering av kvicksilver i en förorenad sjö (Ala-Lombolo) i Kiruna kommun
- 2007:13 Författare: Irina Kero
Utbyte av massaved och biobränsle i några typbestånd av Contorta
- 2007:14 Författare: Fredrik Gardmo
Uttag av energisortiment vid gallring av contorta, ett komplement till konventionell gallring?